



**Corso di Laurea Magistrale
in Scienze Ambientali**

Valutazione e gestione dei sistemi ambientali

LM-75

TESI FINALE

**Analisi funzionale del popolamento ittico ripario degli ambienti
lagunari del Delta del Po**

Relatore

Prof. Piero Franzoi

Correlatori

Dott. Simone Redolfi Bristol

Dott. Luca Scapin

Laureanda

Ilaria Miotto

Matricola 854864

Anno accademico

2020/2021

INDICE

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 1-INTRODUZIONE | 1 |
| 1.1 L'importanza delle acque di transizione | 1 |
| 1.2 Valutazione dello stato ecologico delle acque di transizione, HFBI (Habitat Fish Bio Indicator) | 5 |
| 2-OBIETTIVI DELLA TESI | 7 |
| 3-AREA DI STUDIO | 8 |
| 3.1 Localizzazione dell'area | 8 |
| 3.2 Aspetti storici e morfologici dell'area | 8 |
| 3.3 Aspetti ecologici dell'area | 9 |
| 3.4 Le lagune del Delta del Po | 10 |
| 3.4.1 Laguna di Caleri | 12 |
| 3.4.2 Laguna di Marinetta | 12 |
| 3.4.3 Laguna di Bisiura-Barbamarco | 12 |
| 3.4.4 Laguna di Canarin | 13 |
| 3.4.5 Laguna di Scardovari | 13 |
| 4-MATERIALI & METODI | 15 |
| 4.1 Attività di campo e di laboratorio | 15 |
| 4.2 Analisi dei dati | 18 |
| 5-RISULTATI | 21 |
| 5.1 Specie raccolte durante i campionamenti | 21 |
| 5.2 Densità e biomassa totali delle specie campionate nelle varie lagune | 23 |
| 5.3 Distribuzione nella composizione in specie fra stagioni e tra lagune | 25 |
| 5.4 Analisi multivariata | 28 |
| 5.5 Densità e biomassa delle guild ecologiche | 29 |
| 5.6 Densità e biomassa delle guild trofiche | 31 |
| 5.7 HFBI (Habitat Fish Bio Indicator) stagionale e annuale | 33 |
| 5.7.1 Le metriche | 34 |
| 6-DISCUSSIONE E CONCLUSIONI | 36 |
| 7-BIBLIOGRAFIA e SITOGRAFIA | 40 |

1- INTRODUZIONE

1.1 L'importanza delle acque di transizione

Gli ambienti acquatici costieri di transizione sono ecosistemi caratterizzati da acque salmastre, conseguenti ad apporti sia di acque dolci continentali che di acque marine, in genere con i flussi di marea. Questi ambienti sono ben differenziati, in termini ecologici, sia dagli ecosistemi di acqua dolce che da quelli marini. Sono in genere caratterizzati da una spiccata variabilità delle principali caratteristiche ambientali, sia abiotiche che biotiche, e da livelli elevati di produttività ecologica, sia primaria che secondaria (McLusky e Elliott, 2004). Questi ecosistemi costieri sono contraddistinti da una ricca complessità ambientale rappresentata da differenti tipi di habitat (Elliott e Hemingway, 2002), che svolgono numerose funzioni ecologiche e sono caratterizzati dalla presenza di differenti ed abbondanti risorse. Sono inoltre influenzati da molteplici fattori, sia naturali che antropici (Kjerfve et al., 1996).

Le condizioni abiotiche e biotiche di questi sistemi di transizione sono caratterizzate da un'ampia variabilità sia spaziale che temporale, che influenza la crescita e la sopravvivenza di molte specie ittiche, che utilizzano questi habitat soprattutto come vie di migrazione tra acque dolci ed acque marine, come aree di riproduzione, come aree di pascolo o come aree di *nursery* per gli stadi giovanili (Elliott et al., 2007; Franco et al., 2008). In questi ambienti, l'alta variabilità chimico-fisica e l'ampia disponibilità e varietà di risorse alimentari sono quindi essenziali per la componente ittica che colonizza questi ecosistemi (Elliott e Hemingway, 2002).

Un aspetto di fondamentale importanza per gli ecosistemi acquatici di transizione è il collegamento con il mare, il quale gioca un ruolo decisivo nell'arricchimento della biodiversità della fauna ittica, per esempio con l'ingresso in questi ambienti di specie marine, sia eurialine migratrici che stenohaline occasionali. Dall'altra parte, la fauna ittica rappresenta una componente fondamentale della biodiversità delle lagune costiere e delle zone di estuario, svolgendo un ruolo fondamentale di trasferimento dell'energia tra livelli trofici contribuendo così alla regolazione delle reti trofiche (Kneib, 2000; McLusky e Elliott 2004).

I rapporti specie-habitat nelle acque di transizione sono complessi a causa soprattutto delle forti fluttuazioni delle condizioni abiotiche (in primis salinità e temperatura) e del grado di connettività con il mare. La presenza e la distribuzione della fauna ittica in questi habitat sono quindi spesso difficili da predire, sia a livello spaziale che temporale (Telesh e Khlebovich, 2010; Telesh et al., 2013). In particolare, l'eterogeneità sia spaziale che temporale che caratterizza gli ecosistemi di transizione si riflette infatti in una elevata variabilità del popolamento ittico, in termini di variazioni

di abbondanza, ricchezza specifica, composizione in specie e struttura funzionale (Elliott e Hemingway, 2002; Franco et al., 2006, 2008).

Negli ecosistemi di transizione le specie che compiono l'intero ciclo di vita all'interno delle lagune adottano delle strategie tali da adattarsi all'elevata variabilità spazio-temporale caratteristica di questi sistemi ambientali, anche se la salinità sembra essere il fattore principale che più influenza la sopravvivenza e le prestazioni degli organismi lungo l'habitat e i gradienti ambientali (Telesh e Khlebovich, 2010; Telesh et al., 2013). I gradienti di salinità rivestono un ruolo molto importante negli ambienti di transizione, poiché riescono ad influenzare le strategie di life history delle singole specie (Teichert et al., 2017) e la distribuzione delle comunità acquatiche, soprattutto per gli stadi giovanili che utilizzano questi habitat (Perez-Ruzafa et al., 2007; Franco et al., 2008; Perez-Ruzafa et al., 2013).

La fauna ittica presente negli ambienti acquatici di transizione viene convenzionalmente suddivisa in guild ecologiche, trofiche e riproduttive (Elliott et al., 2007; Franco et al., 2008; Potter et al., 2015).

La classificazione delle specie in differenti guilds ecologico funzionali viene effettuata sulla base delle differenti capacità fisiologiche (tolleranza ai vari parametri ambientali), dei differenti comportamenti migratori, delle caratteristiche del ciclo biologico e della localizzazione delle aree riproduttive (in mare, in laguna o nelle acque dolci) (Quignard 1984; Elliott and Dewailly 1995; Elliott e Hemingway, 2002; Elliott et al. 2007). Su queste basi, le varie specie possono essere categorizzate in guild secondo l'approccio EUFG (Estuarine Use Functional Group), rivisto da Potter et al., 2015:

1) Specie di residenti lagunari esclusivi (ESs). Specie che vivono elettivamente negli ecosistemi acquatici di transizione (estuari e lagune), all'interno dei quali si riproducono o dove possono completare il proprio ciclo biologico.

2) Specie di residenti lagunari (ES). Vivono e si riproducono all'interno delle acque di transizione, ma presentano anche popolazioni in ambienti costieri marini e/o in ambienti di acqua dolce; il comportamento migratorio è ridotto, spesso limitato a spostamenti di breve raggio in mare durante i mesi più freddi.

3) Specie marine migratrici dipendenti dagli ambienti di transizione (ME-D). Specie marine eurialine che dipendono dagli ecosistemi di transizione per il completamento del proprio ciclo biologico. Sono presenti negli ambienti di estuario e laguna soprattutto durante la fase giovanile, svolgendo

elettivamente in questi ecosistemi la fase di crescita da postlarva a subadulto. I subadulti migrano poi in mare dove si riproducono una volta diventati adulti.

4) Specie marine migratrici opportuniste (ME-O). Specie marine eurialine che entrano in massa negli ambienti di transizione soprattutto durante la fase giovanile, per sfruttare le abbondanti risorse alimentari presenti in questi ecosistemi. Non si rinvencono però esclusivamente nelle acque di transizione, potendo svolgere la fase iniziale di vita anche in ambienti marini costieri tipicamente marini. L'estensione dell'utilizzo delle acque di transizione rispetto agli habitat marini alternativi varia con la specie (Lenanton e Potter, 1987).

5) specie marine occasionali (MS). Specie marine stenoaline che tipicamente entrano negli estuari in maniera accidentale e/o con un numero ridotto di individui; sono più comuni nelle zone degli ecosistemi di transizione dove la salinità non va al di sotto di ~35 PSU e durante il periodo estivo, quando i valori di salinità sono più elevati.

6) Specie dulcicole (FS). Specie tipiche delle acque dolci, che si rinvencono nelle aree a bassa salinità (oligoaline) degli ecosistemi di transizione, maggiormente influenzate dagli afflussi di acque dolci continentali.

7) Specie di migratori diadromi a comportamento anadromo (A). I migratori diadromi spendono una parte della loro vita in mare e una parte nelle acque dolci. Le specie anadrome si riproducono nelle acque dolci per poi migrare in mare dove trascorrono la maggior parte della loro vita. Gli adulti tornano poi negli ambienti di acqua dolce per la riproduzione.

8) Specie di migratori diadromi a comportamento catadromo (C). Queste specie a riproduzione marina migrano allo stadio di postlarva o di giovanile all'interno delle acque dolci dove trascorrono gran parte del loro ciclo vitale; migrano poi nuovamente in mare per riprodursi.

Le varie specie ittiche presenti nelle acque di transizione possono essere classificate in differenti guild in relazione all'utilizzo delle risorse alimentari (guild trofiche): FMFG (Food Mode Functional Group) (Franco et al., 2008). La dieta delle varie specie può cambiare in relazione allo sviluppo dell'individuo ed alla taglia, e quindi ad una stessa specie possono essere assegnate diverse categorie FMFG, ciascuna associata ad una percentuale che quantifica l'utilizzo di un determinato tipo di alimento (Zucchetta et al., 2016).

La categorizzazione FMFG (Franco et al., 2008) è definita in questo modo:

- Microbentivori (Bmi): Specie che si alimentano di prede bentoniche di dimensioni ≤ 1 cm;
- Macrobentivori (Bma): Specie che si alimentano di prede bentoniche di dimensioni >1 cm;

- Iperbentivori e Zooplanctivori (HZ): Specie che si alimentano di piccoli organismi iperbentonici ($\leq 1\text{cm}$, es. Mysida) e di zooplancton;
- Iperbentivori e piscivori (HP): Specie che si alimentano di organismi iperbentonici e di pesci;
- Erbivori (HV): Specie che si alimentano prevalentemente pascolando su alghe e macrofite;
- Detritivori (Dv): Specie che si alimentano dei piccoli organismi presenti sulla superficie o nei sedimenti e della sostanza organica associate;
- Planctivori (PL): Specie che si alimentano nella colonna d'acqua catturando soprattutto zooplancton ed in alcuni casi anche fitoplancton, principalmente mediante filtrazione;
- Onnivori (Ov): Specie che si alimentano di materie di origine vegetale e animale, soprattutto macrofite, perifiton, epifiti ed alghe filamentose.

Gli habitat di estuario e soprattutto le popolazioni ittiche ad essi associate risentono tuttavia della presenza antropica, che può influenzare, direttamente o indirettamente, le risorse alimentari, la distribuzione, l'abbondanza e la diversità delle specie, sia residenti che migratrici (Elliott e Hemingway, 2002). La relazione tra le comunità nectoniche e gli impatti antropici negli ambienti di estuario è stato un motivo per scegliere di usare la fauna ittica come indicatore biologico della qualità degli ambienti di transizione (Whitfield e Elliott, 2002; Franco et al., 2009).

Vi è un sempre più interesse, infatti, nell'usare le comunità ittiche per valutare lo stato ecologico dei corpi idrici (Deegan et al., 1997; Bain et al., 2000; Simon, 2000) e i cambiamenti ambientali in un'ampia varietà di habitat acquatici (Whitfield, 1996; Soto-Galera et al., 1998). In particolare, la fauna ittica è uno degli Elementi di Qualità Biologica (EQB) che deve essere considerato per la valutazione dello stato ecologico dei corpi idrici di transizione (ISPRA, 2017).

La fauna ittica presenta numerosi vantaggi come indicatore per i programmi di monitoraggio ambientale, tra cui:

- 1) essere tipicamente presenti in tutti i sistemi acquatici, ad eccezione delle acque fortemente inquinate;
- 2) sono disponibili ampie informazioni sulle life-history e sulle risposte ambientali della maggior parte delle specie;
- 3) rispetto ad altri organismi, i pesci sono facilmente identificabili e alcune analisi possono essere processate direttamente in campo (approccio non distruttivo);
- 4) le comunità ittiche si presentano solitamente con differenti livelli trofici e funzionali;

5) possono essere sia mobili che sedentari e perciò riflettono vari fattori di stress (Whitfield e Elliott, 2002).

Negli anni 2000, a seguito di numerosi studi scientifici, si è osservato che per valutare lo stato ecologico è utile e necessario adottare un approccio funzionale complesso, attraverso il quale analizzare approfonditamente le connessioni delle varie specie con le acque in cui vivono e le risorse necessarie e presenti negli ambienti (Kneib, 2000; McLusky e Elliott 2004). Attraverso questo approccio si può risalire allo stato di un corpo idrico. Questo tipo di approccio è stato utilizzato dall'Italia per la definizione dell'HFBI (Habitat Fish Bio Indicator), il quale permette di integrare differenti metriche al fine di definire uno stato di qualità delle acque (ISPRA, 2017).

1.2 Valutazione dello stato ecologico delle acque di transizione, HFBI (Habitat Fish Bio Indicator)

La valutazione dello stato ecologico delle acque di transizione è regolamentata dalla direttiva comunitaria 2000/60/CE, nota come Direttiva Quadro sulle acque (WFD). Questa direttiva oltre ai fattori chimico-fisici prevede anche la valutazione di fattori biologici, uno dei quali, negli ambienti di transizione, è rappresentato proprio dall'abbondanza e dalla composizione della fauna ittica. L'Habitat Fish Bio Indicator (HFBI) è un indice multimetrico, che si esprime mediante l'uso di sei metriche, basate sulle caratteristiche funzionali dei popolamenti ittici ed è stato sviluppato a partire dall'approccio di Franco et al. (2009), per la valutazione delle acque di transizione italiane (ISPRA, 2017). Delle sei metriche prese in considerazione, quattro di queste si basano sulla classificazione delle specie ittiche in diversi gruppi funzionali (guild), distinti in base alle modalità di occupazione dell'ambiente di estuario (EUFG) (Potter et al., 2015) e all'utilizzo delle risorse trofiche (FMFG) (Franco et al., 2008). L'indice si esprime come il rapporto tra il valore osservato e un valore di riferimento, l'EQR (Ecological Quality Ratio).

Il protocollo di applicazione dell'indice prevede un campionamento in primavera e uno in autunno, in una serie di stazioni rappresentative del corpo idrico, in acque poco profonde e per mezzo di una sciabica da spiaggia con delle dimensioni e maglia standard, tenendo conto del tipo di corpo d'acqua (non mareale; microtidale oligo/meso/ iperalino; microtidale eurialino/iperalino) e del tipo di habitat (in particolare la presenza o l'assenza di fanerogame) (ISPRA, 2017). Successivamente, in laboratorio viene fatto il riconoscimento tassonomico e l'attribuzione delle guilds (ISPRA-DAIS, 2016). Ai fini dell'applicazione del metodo, è necessaria la raccolta dei parametri biologici: specie presenti, abbondanze, biomasse. E infine, in base ai valori che risultano

dal calcolo dell'indice si associano delle differenti soglie (Tabella 1), che andranno a rappresentare il livello di stato ecologico delle acque di transizione prese in esame (Tabella 2).

Tabella 1 - Rappresentazione delle differenti classi.

| | LIMITI DI CLASSE |
|---------------------------|-------------------------|
| Eccellente/Buono | 0,94 |
| Buono/Sufficiente | 0,55 |
| Sufficiente/Scarso | 0,33 |
| Scarso/Cattivo | 0,11 |

Tabella 2 - Rappresentazione delle soglie associate ai vari livelli di stato ecologico.

| CLASSE | | |
|--------------------|----------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------|
| Cattivo | gravi alterazioni |  |
| Scarso | considerevoli alterazioni |  |
| Sufficiente | disturbo moderato |  |
| Buono | bassa alterazione e disturbo contenuto |  |
| Eccellente | bassa alterazione e disturbo contenuto |  |

2- OBIETTIVI DELLA TESI

I dati utilizzati in questa tesi derivano da attività di campionamento necessarie per un monitoraggio della fauna ittica nell'ambito del progetto "PEPSEA – PROTECTING THE ENCLOSED PARTS OF THE SEA IN ADRIATIC FROM POLLUTION". Sono state campionate cinque lagune del Delta del Po (Barbamarco, Caleri, Canarin, Marinetta, Scardovari) durante due campagne di campionamento stagionali (primavera ed autunno) del 2021.

In particolare, il presente studio ha avuto come obiettivi quelli di:

- 1) Analizzare la composizione in specie del popolamento ittico di basso fondale di cinque ambienti lagunari del Delta del Po;
- 2) Analizzare la struttura ecologico-funzionale e trofico-funzionale del popolamento ittico delle cinque lagune indagate;
- 3) Utilizzare i dati ottenuti per valutare l'Elemento di Qualità Biologica "Fauna Ittica" (Direttiva Quadro sulle Acque, 2006) negli ambienti lagunari studiati.

Questo studio circa la distribuzione della comunità nectonica nelle lagune del Delta del Po costituisce una base per eventuali confronti con dati pregressi o futuri, al fine di evidenziare modifiche dello stato di qualità di questi ambienti lagunari dinamici ed antropizzati.

3- AREA DI STUDIO

3.1 Localizzazione dell'area

Il Parco Regionale del Delta del Po (Figura 1) venne istituito alla fine degli anni '80 dall'Emilia-Romagna, per valorizzare quello che risulta essere uno degli ambienti più interessanti presenti sul territorio nazionale. L'area del parco si estende su due regioni, Veneto ed Emilia-Romagna; da nord a sud tra il veneziano e il ferrarese, dove l'Adige e il Po determinano i limiti amministrativi, mentre ad est e ovest è delimitato dal mare Adriatico e dal cordone dunale che, prima del taglio di Porto Viro, dava luogo alla vecchia linea di costa (Gragnaniello e Previati, 2003).

Quest'area rappresenta una delle zone umide più estese in Europa (circa 53000 ha), dove è presente una ricca diversità di ambienti naturali tra cui: stagni, paludi, foci fluviali, dune attive e spiagge. L'area è da sempre influenzata dall'operato dell'attiva e costante presenza antropica.

Nel parco del Delta del Po l'urbanizzazione è una causa di erosione del territorio e le attività antropiche che sono subentrate al posto delle valli da pesca e da canna sono state una delle cause della perdita di moltissime zone umide. Per questo l'Ente di gestione del parco ha proposto un approccio di gestione che riesca a creare un equilibrio tra uomo e natura (Gragnaniello e Previati, 2003).

In questi ambienti, modellati e costruiti dalla dinamicità del fiume, l'uomo ha assunto un ruolo fondamentale, perché influenza in modo consistente l'evoluzione e il mantenimento di specifiche dinamiche, ad esempio il dragaggio dei fiumi e la ricostruzione degli argini, cambiando quindi la conformazione caratteristica dell'area (Munari et al., 2008).

3.2 Aspetti storici e morfologici dell'area

Le peculiarità morfologiche del Delta del Po, per quanto possibile, stanno venendo conservate attraverso il mantenimento, da parte dell'uomo, di tutti i processi geomorfologici e idrodinamici (Verza e Cattozzo, 2015).

Il Delta del Po durante gli anni '50-'60 è stato oggetto di emungimenti metaniferi che hanno fortemente inciso nell'evoluzione delle caratteristiche morfologiche e altimetriche. Alla fine degli anni '50, il repentino abbassamento del suolo fece sì che si sospendessero le estrazioni di acque metanifere. Da questo punto di vista il territorio si presenta come uno dei più gravi casi di subsidenza in Italia, con quote quasi sempre al di sotto del livello del mare, con depressioni medie

di circa 2 metri (alcune addirittura di 3 metri). A causa di tutto ciò si verificarono anche dei cambiamenti nelle dinamiche ambientali: gli argini difficilmente riuscivano a contenere le piene del fiume e ci furono moltissime inondazioni e straripamenti che andarono a devastare sia la zona litoranea sia la zona interna. Per questo motivo si è investito ingentemente in numerose opere di difesa per evitare l'ingresso di acqua marina e nella costruzione di un'ampia rete di canali di scolo che servono a convogliare le acque a mare mediante delle pompe che ne consentono il sollevamento (Castelli, 2006).

Tutta l'area del Delta del Po è caratterizzata dalla presenza di una considerevole quantità di detrito che ha modificato, e modifica tuttora la linea di costa e i giovani ecosistemi lagunari (Munari et al., 2008). Inoltre, l'apporto costante di acqua e sedimenti va a determinare l'avanzamento della linea di costa e quindi permette la formazione di habitat nuovi (Verza e Cattozzo 2015).

3.3 Aspetti ecologici dell'area

Dal punto di vista ecologico il Delta del Po rappresenta un ambiente costantemente influenzato dalla presenza di acque dolci e salate. Tale fenomeno determina la formazione di complesse serie vegetazionali che riflettono gli adattamenti ecologici a condizioni di salinità differenti. È fondamentale salvaguardare l'integrità di questo tipo di ecosistemi e di queste specie vegetazionali adattate ad ampi range di salinità in quanto, così facendo, sarà possibile tutelare le specie acquatiche presenti e le funzionalità ecologiche dell'area (ad esempio aree di sosta, rifugio e riproduzione, sia per quanto riguarda la componente ittica, che quella avicola) (Verza e Cattozzo, 2015).

Una delle tante peculiarità di questo ambiente, ad esempio, sono i canneti, che fungono da vere "roccaforti" per quanto riguarda la fauna ittica e avicola del Delta, perché costituiscono dei luoghi di foraggiamento e protezione. Dal punto di vista della fauna ittica sono soprattutto i cefali e le anguille a servirsi di questi tipi di ambienti (Verza e Cattozzo, 2015).

Gli specchi lagunari del Delta del Po, essendo acque molto ricche di nutrienti e quindi produttive, ospitano un'ampia biodiversità ittica, in cui si possono distinguere una componente migratrice e una componente residente (Verza e Cattozzo, 2015).

Tra le varie specie ittiche presenti nelle lagune di Delta del Po, alcune, a causa del loro valore endemico e della loro biologia, vengono tutelate. Un esempio di questo è il Ghiozzetto di laguna (*Knipowitschia panizzae*) che è stato inserito nella Lista rossa nazionale e regionale come specie

(Perez-Ruzafa et al., 2007; Franco et al., 2008; Perez-Ruzafa et al., 2013) “quasi minacciata” e si può, inoltre, trovare nell’Allegato II della Direttiva “Habitat”. Tra le acque costiere lagunari, con densità diverse si possono trovare: il nono (*Aphanius fasciatus*), specie di interesse comunitario, la sogliola (*Solea solea*) nei settori lagunari maggiormente salati, la papalina (*Sprattus sprattus*) e la passera (*Platyichthys flesus*) che riesce a risalire i rami del Po. Si può, inoltre notare un popolamento ittico diverso nei settori dulciacquicoli, con specie di acqua dolce ed eurialine come cefali e latterini e ciprinidi nei periodi di piena del fiume Po (Verza e Cattozzo, 2015).

Molte specie presenti in questi ambienti sono eurialine, ossia, trascorrono gran parte del loro ciclo vitale in acque salmastre, mentre la riproduzione avviene in mare aperto, a seconda dei cicli di marea, uscendo ed entrando attraverso le bocche a mare degli scanni. Tra le specie più importanti che si trovano nell’area del Delta del Po sono da citare: il branzino (*Dicentrarchus labrax*), l’anguilla (*Anguilla anguilla*), l’orata (*Sparus aurata*), il latterino (*Atherina boyeri*) e le specie di cefali del genere *Chelon*. La caratteristica che rende queste specie molto importanti nell’ecosistema lagunare è il fatto di sopportare diversi e ampi range di salinità e temperatura, ciò permette loro di adattarsi e sopravvivere in diverse aree umide costiere (Verza e Cattozzo, 2015).

3.4 Le lagune del Delta del Po

Le lagune del Delta del Po (Figura 1) sono specchi d’acqua poco profondi, con una profondità media solitamente inferiore ad 1 metro (Verza e Cattozzo, 2015), e questo va ad incidere profondamente sul regime termico delle acque lagunari, le quali presentano una bassa capacità termica. Questo comporta ampie variazioni di temperatura durante il ciclo annuale (Franzoi et al., 1989), e con punte di oltre 29°C durante il periodo estivo possono avere luogo fenomeni di ipossia ed anossia con conseguenti fenomeni di eutrofizzazione (Cristina Bondavalli, 2003).

I canali sublagunari tendono ad essere più profondi, ma a causa del continuo apporto di sedimenti tendono ad interrarsi (Verza e Cattozzo, 2015). L’idrodinamica dell’area e gli scambi mare-lagune vengono favorite dai canali e dalle aperture degli scanni che permettono all’acqua marina di entrare. Le maree e le piene del fiume fanno sì che l’acqua arrivi in questi corpi idrici in modo continuo, ossigenandosi e ricaricandosi di nutrienti. Assieme alle acque fluviali o marine entrano nelle lagune anche i sedimenti, per lo più limi e argille (dal Po) e sabbia (dal mare); l’equilibrio tra questi tipi di sedimento va a definire le caratteristiche dei fondali che andranno poi a determinare le comunità e le attività economiche dell’area (Verza e Cattozzo, 2015).

Il tasso di salinità delle lagune del Delta del Po cambia in relazione agli apporti di acqua fluviale ed al ciclo di marea, generando così repentini cambiamenti di salinità anche nell'arco dello stesso giorno (Verza e Cattozzo, 2015).

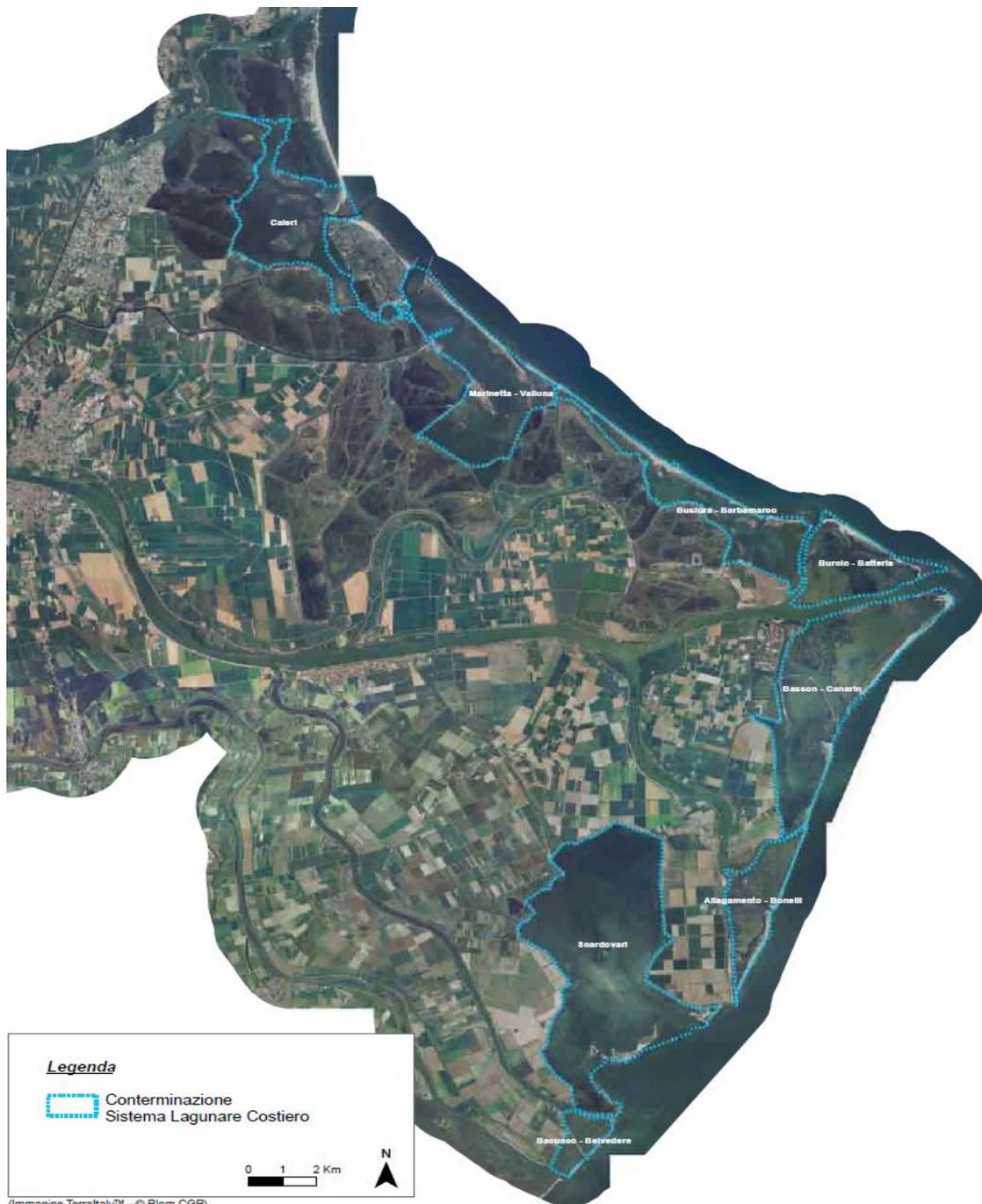


Figura 1- Area del Parco Regionale del Delta del Po e rappresentazione delle differenti lagune.

3.4.1 Laguna di Caleri

Seconda per estensione, la laguna di Caleri possiede una superficie di 1.150 ettari ed una profondità media di 2 metri. Questa laguna presenta due bocche di comunicazione con il mare, una al centro e l'altra, in comunicazione con la laguna di Marinetta-Vallona, a sud. Gli apporti di acqua dolce sono scarsi, e provengono per lo più dalle acque irrigue usate nei campi coltivati dell'area. L'area si estende tra l'abitato di Rosolina ed è separata dal mare da un sistema dunale.

Questo sistema lagunare si presenta come quello più antico dell'area del Delta e come tale presenta una morfologia sommersa molto particolare. Prima dei fenomeni di subsidenza avvenuti nella seconda metà del 1900, le barene si presentavano diverse sia in numero che in estensione. Attualmente sono attraversate da canali interni con la presenza di formazioni vegetali alofile.

Nelle località più lontane dalle bocche a mare lo scambio idrico era messo a repentaglio dal progressivo interrimento e di conseguenza solo recentemente sono state effettuate delle attività di scavo per la riattivazione della circolazione idrica (Mistri, 2010).

3.4.2 Laguna di Marinetta

Il sistema lagunare costiero di Marinetta presenta una superficie di circa 350 ettari con una profondità media di 1,5-2 metri. Questo specchio d'acqua costiero è compreso tra l'isola di Albarella e l'ultimo tratto del Po di Levante, e comunica con il mare attraverso la bocca di Nord-Est localizzata tra lo scanno a mare e Albarella.

L'area è stata sottoposta a fenomeni di interrimento a causa del continuo apporto di sedimento da parte della bocca a mare di Albarella, causando spesso la moria di numerosi allevamenti di vongole, a seguito della scarsa ossigenazione dell'acqua (Mistri, 2010). La laguna risente degli ingressi di acqua continentale che nei periodi di elevata piovosità può portare i valori di salinità al di sotto della media mensile di 30,4 PSU (ARPAV, 2020).

3.4.3 Laguna di Bisiura-Barbamarco

La laguna di Bisiura-Barbamarco si presenta come un corpo idrico unico che si estende per 861 ettari. Caratteristici di questo sistema costiero lagunare sono i fasci di canneti che si distribuiscono nelle zone di ingresso dell'acqua dolce e dei sedimenti fluviali del Po di Maistra e della Busa di tramontana. Nell'area centrale, influenzata dall'afflusso di acqua marina dalle bocche lagunari, invece, aumentano salinità, profondità e fondali sabbiosi. L'ambiente centrale risulta essere

maggiormente alofilo, con un sistema barenicolo proveniente dalla vecchia linea di costa. Questa laguna è soggetta a numerosi scavi per favorire l'allevamento delle vongole e l'uscita dei pescherecci dal porto commerciale di Pila (Verza e Cattozzo, 2015).

Gli scanni si dividono in tre tronconi, separati dalle bocche lagunari: ad Ovest, si trova lo scanno di Boccasette caratterizzato da una vegetazione psammofila e fenomeni di erosione, attenuata da palizzate opportunamente realizzate; al centro, si trova lo scanno del Gallo nord, area poco antropizzata e recentemente protetta, anche questa, da fenomeni erosivi; a Sud, infine, con una vegetazione ben strutturata si trova lo scanno del Gallo sud. Attraverso un sistema di sifoni l'acqua salina, ricca di ossigeno e nutrienti va a rifornire quattro valli da pesca e da caccia.

3.4.4 Laguna di Canarin

Questa laguna si presenta come il sistema più complesso del Delta del Po, questa complessità è determinata dalla particolare morfologia e dall'idrodinamismo, nonché, di conseguenza, anche dai suoi aspetti naturalistici.

La Sacca del Canarin presenta una superficie di circa 1000 ettari con una profondità che va da meno di un metro ad 1,8 m nella zona centrale davanti alla bocca Nord, l'unica bocca di comunicazione con il mare. Questa piccola apertura non consente un buon equilibrio nell'idrodinamica lagunare a causa del lento ricambio idrico che si manifesta; per questo motivo sono in atto necessari interventi di vivificazione per il mantenimento delle condizioni ecologiche e ambientali a supporto della biodiversità. Queste modifiche avvengono per fare in modo che si riducano gli eventi di eutrofizzazione nelle zone interne con conseguente sviluppo di elevate masse di macroalghe come *Ulva* e *Gracilaria* (Sanavino et al., 2005), che hanno provocato fenomeni di ipossia e in alcuni casi anche anossia (Mistri, 2010).

3.4.5 Laguna di Scardovari

La Sacca di Scardovari si estende per oltre 3200 ettari, presenta una profondità media di 1,5-2m. Questo sistema si presenta come una porzione di mare chiuso, in quanto è attualmente quasi sprovvista di barene e canneti. L'area lagunare di Scardovari è situata nella parte meridionale del Delta del Po, compresa tra il Po di Tolle e il Po di Gnocca ed è in comunicazione con il mare attraverso due bocche, una artificiale vicina alla foce del ramo del Po di Tolle e l'altra, più ampia, a Sud-Est. Il regime termico e quello alino risultano essere molto variabili durante l'anno

(rispettivamente 5.4-26.4°C e 4-31‰), in relazione alla stagionalità degli apporti fluviali, alle maree ed alle condizioni atmosferiche (Franzoi et al., 1989).

La circolazione ed il rimescolamento dell'area sono molto limitati, comportando numerosi eventi di fioriture algali che si intensificano con l'innalzarsi delle temperature, provocando fenomeni distrofici dai quali derivano lunghi periodi di anossia a scapito delle specie ittiche sensibili (Mistri, 2010).

4- MATERIALI & METODI

4.1 Attività di campo e di laboratorio

In ognuna delle cinque lagune del Delta del Po selezionate (Barbamarco, Caleri, Canarin, Marinetta e Scardovari) (Figura 2, Figura 3) sono state identificate dalle 2 alle 4 stazioni di basso fondale (profondità <1,5m), per un totale di 16 stazioni (Figura 2, Figura 3, Tabella 3), dove sono state effettuate le attività di campionamento. Le stazioni di campionamento sono state scelte in modo da essere rappresentative delle tipologie di habitat presenti nelle differenti lagune e tenendo in considerazione il gradiente mare-gronda lagunare. Tutte le stazioni sono state indagate durante due campagne di campionamento, una primaverile ed una autunnale, come da protocollo ISPRA per l'applicazione dell'HFBI (ISPRA, 2017).

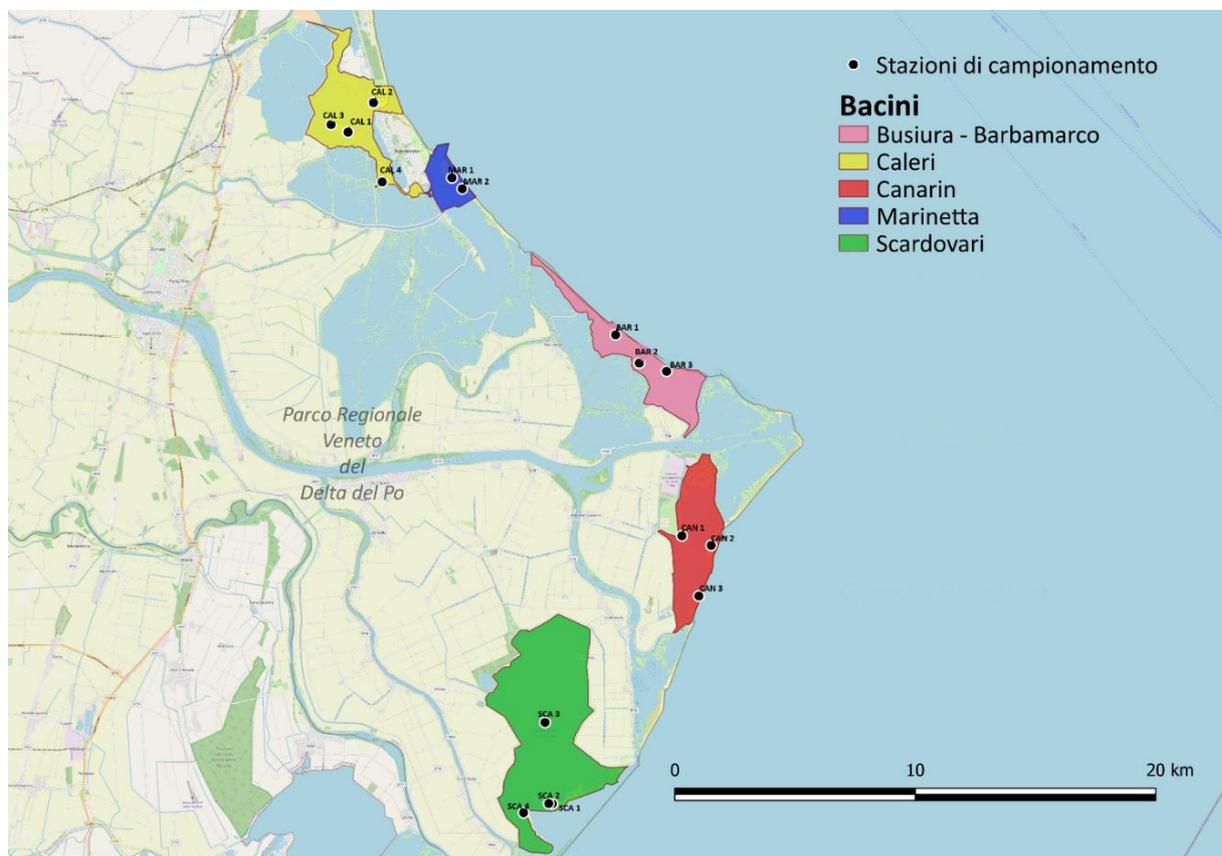


Figura 2 - Localizzazione delle stazioni di campionamento nelle differenti lagune.



Figura 3 - Rappresentazione delle singole lagune del Delta del Po. 1= Laguna di Caleri. 2= Laguna di Marinetta. 3= Laguna di Bisiura-Barbamarco. 4= Laguna di Canarin. 5= Laguna di Scardovari.

Tabella 3 – Data e coordinate delle stazioni relative alle due campagne di campionamento effettuate nelle cinque lagune del Delta del Po. deg = gradi (Monte Mario Est 3004).

| Bacino | Stazione | X_deg | Y_deg | Data di Campionamento | |
|------------|----------|---------|---------|-----------------------|------------|
| | | | | Primavera | Autunno |
| Barbamarco | BAR1 | 2319429 | 4986700 | 17/05/2021 | 04/10/2021 |
| | BAR2 | 2320376 | 4985493 | | |
| | BAR3 | 2321496 | 4985113 | | |
| Caleri | CAL1 | 2308621 | 4995492 | 05/05/2021 | 05/10/2021 |
| | CAL2 | 2309715 | 4996684 | | |
| | CAL3 | 2307931 | 4995829 | 06/05/2021 | 13/10/2021 |
| | CAL4 | 2309965 | 4993373 | | |
| Canarin | CAN1 | 2321917 | 4978240 | 18/05/2021 | 13/10/2021 |
| | CAN2 | 2323121 | 4977803 | | |
| | CAN3 | 2322546 | 4975708 | | |
| Marinetta | MAR1 | 2312859 | 4993449 | 06/05/2021 | 05/10/2021 |
| | MAR2 | 2313271 | 4992981 | | |
| Scardovari | SCA1 | 2316184 | 4967227 | 19/05/2021 | 12/10/2021 |
| | SCA2 | 2316037 | 4967243 | | |
| | SCA3 | 2315990 | 4970633 | | |
| | SCA4 | 2314979 | 4966893 | | |

Le modalità di campionamento sono state standardizzate per garantire i confronti nello spazio e nel tempo, come da protocollo ISPRA per la valutazione dello stato ecologico della fauna ittica negli ambienti di transizione italiani (ISPRA, 2017). I campioni di ittiofauna sono stati raccolti utilizzando

una sciabica del tipo “pesce novello” a maglia fitta, lunga 10 metri, alta 2 metri e con maglia di 2 mm da nodo a nodo; sono state effettuate due repliche per stazione.



Figura - 4 Fase di misurazione e successiva pesata in laboratorio dei singoli individui catturati.

Durante ogni operazione di campionamento è stata calcolata la superficie di fondale esplorata dallo strumento di campionamento, così da standardizzare i dati di cattura per unità di superficie campionata. I campioni raccolti, dopo essere stati opportunamente introdotti in sacchetti di plastica ed etichettati, sono stati mantenuti in un luogo refrigerato e poi trasferiti in un congelatore a -20°C . In contemporanea alla raccolta dei campioni di fauna nectonica, sono stati misurati con una sonda multiparametrica (Hanna Instrument 9829) i seguenti parametri chimico-fisici dell'acqua:

- Temperatura ($\pm 0.01^{\circ}\text{C}$),
- Ossigeno disciolto (± 0.1 saturazione / ± 0.01 mg/l),
- Salinità (± 0.01 psu),
- Torbidità (± 0.1 fnu).

In laboratorio, dopo esser stati scongelati, i campioni raccolti sono stati identificati possibilmente fino al livello di specie (Figura 4). L'identificazione tassonomica è stata effettuata attraverso l'uso di chiavi dicotomiche e iconografie scientifiche (Tortonese, 1970, 1975; Whitehead et al., 1984-1986; Fisher et al., 1987; Gandolfi et al., 1991; e, limitatamente alle sole forme giovanili: D'Ancona e Lo Bianco, 1932-33; Franzoi et al., 1989b; Arias e Drake, 1990; Ré e Meneses, 2009;).

Per tutti i taxa ritrovati è stato effettuato un conteggio degli individui ed una misura del peso totale (± 0.01 g oppure ± 0.001 g). Successivamente, per ogni taxon sono state effettuate le misure di lunghezza (Lunghezza Standard, LS, ± 0.1 mm) e peso umido individuale (± 0.01 g oppure ± 0.001 g) (Figura 4), con l'aiuto rispettivamente di un calibro e di una bilancia di precisione. Nel caso di campioni con meno di 100 individui per taxon le misure sono state effettuate su tutti gli esemplari, nel caso di campioni più abbondanti le misure si sono limitate ad un sotto campione rappresentativo di almeno 100 individui prelevato a caso dal campione originale.

Nel caso degli stadi giovanili di mugilidi, l'identificazione degli esemplari a fresco è stata successivamente confermata sulla base dell'analisi del pattern di disposizione dei cromatofori mediante osservazione allo stereoscopio degli esemplari mantenuti per circa 3 settimane in una soluzione di formaldeide all'8% neutralizzata con tetraborato di sodio. Tutti i taxa campionati sono stati poi classificati in categorie ecologiche e trofiche (Franco et al., 2008; ISPRA, 2017; Scapin et al., 2019).

4.2 Analisi dei dati

Per ogni stazione e per ogni replica analizzata sono state calcolate l'abbondanza (numero di individui/100 mq) e la biomassa (grammi/100 mq) di ogni specie catturata. Si è inoltre analizzata la distribuzione delle specie più abbondanti presenti per laguna e per stagione e, prendendo in considerazione la classificazione delle singole specie in guilds ecologico funzionali e trofiche, sono state calcolate l'abbondanza e la biomassa relativa delle singole guilds rispettivamente sull'abbondanza e la biomassa totali. Per evidenziare eventuali differenze di densità e biomassa totale tra lagune e tra campagne di campionamento sono stati effettuati test statistici ANOVA a due fattori (laguna, cinque livelli, e campagna, due livelli).

Sono state poi analizzate le differenze nella composizione e struttura del popolamento ittico di basso fondale tra lagune e tra campagne di campionamento. A questo scopo, è stata condotta anche un'analisi multivariata non parametrica (distance-based Redundancy Analysis, dbRDA), attraverso l'uso del software R studio, che ha permesso di mettere in relazione le matrici di comunità con quella delle variabili ambientali (temperatura, ossigeno disciolto, salinità e torbidità). L'analisi dbRDA è stata effettuata impiegando la distanza di Bray-Curtis.

Infine, sono stati calcolati i valori dell'indice multi-metrico HFBI (ISPRA, 2017) per stazione e data di campionamento. Questi valori sono stati poi mediati per laguna e per campagna di indagine. Infine, per valutare lo stato ecologico delle diverse lagune indagate, si è proceduto al calcolo del

punteggio su base annuale ottenuto facendo la media, per ogni laguna, dei punteggi relativi alle due campagne stagionali. Le valutazioni di stato ecologico sono state espresse poi in termini di classi di qualità (ISPRA, 2017) come riportato nel paragrafo 1.2 (Tabella 2).

Il processo di calcolo dell'indice multiparametrico, come riportato nel paragrafo 1.2, si serve delle metriche riportate in Tabella 4.

Tabella 4 - Metriche utilizzate per il calcolo dell'HFBI (ISPRA, 2017).

| Metrica | Significato |
|---------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| D*dom | Indice di Margalef, valutato sulla biomassa delle specie dominanti (specie che assieme costituiscono il 90% della biomassa totale); |
| B/N | Biomassa totale/Numero totale di individui (peso individuale medio); |
| D*mig | Indice di Margalef valutato sulla biomassa delle specie migratrici; |
| Bbent | Densità di biomassa delle specie bentivore (micro e macrobentivore) |
| D*bent | Indice di Margalef misurato sulla biomassa delle specie bentivore |
| D*hzp, | Indice di Margalef misurato sulla biomassa delle specie Iperbentivore/Zooplancivore/Piscivore |

N.B.: B*bent si calcola attraverso la somma delle specie bentivore tenendo conto dell'attribuzione percentuale prevista per categoria trofica, questo vale sia per D*bent e D*hzp.

Le metriche utilizzate nel calcolo dell'indice (Tabella 4) risultano molto sensibili alle pressioni antropiche sugli ecosistemi di transizione italiani e permettono di rappresentare le variazioni dello stato ecologico della fauna ittica causate da frequenti attività umane sull'habitat lagunare (Franco et al., 2010; Zucchetto et al., 2020), come ad esempio:

- Cambiamenti della morfologia e dell'idrodinamica dei corpi idrici lagunari;
- Effetti sugli stati qualitativi delle matrici ambientali dell'ecosistema lagunare;
- Pressioni derivanti dalle attività connesse allo sfruttamento delle risorse degli ambienti lagunari.

Ogni metrica deve essere rappresentata come rapporto di qualità ecologica (EQR) sulla base di condizioni di riferimento (ISPRA, 2017). L'EQR si calcola come:

$$EQR = \frac{\text{Metrica trasformata } (\ln(x + 1))}{\text{Condizioni di riferimento}}$$

Le diverse condizioni di riferimento vanno in funzione del tipo di habitat: vegetato o non vegetato. Le condizioni di riferimento diverse sono definite in funzione della diversa stagione di campionamento (primavera o autunno) e della tipologia del corpo idrico.

Quando tutte le metriche sono state trasformate (tramite il calcolo del logaritmo in base naturale), è possibile calcolare l'indice multimetrico (MMI), facendo la media pesata dei pesi degli EQR delle sei metriche (gli EQR sono stati precedentemente moltiplicati per il relativo peso), che permette, successivamente di applicare la formula finale dell'HFBI (ISPRA, 2017):

$$HFBI = (MMI + t) / s$$

dove $t = -0.167$ e $s = 0.150$ (costanti note)

Infine, dopo aver applicato la formula, si procede alla classificazione, dove ogni soglia rappresenta un livello di stato ecologico (Tabella 1).

5-RISULTATI

5.1- Specie raccolte durante i campionamenti

Durante tutti i campionamenti effettuati in primavera ed in autunno nelle cinque lagune del Delta del Po sono state rinvenute complessivamente 27 specie nectoniche (Tabella 5): 22 specie di Teleostei (afferenti a 13 famiglie) e 5 specie di crostacei decapodi (afferenti a 3 famiglie). Le famiglie più ricche in specie sono state quelle dei Mugilidae (cinque specie catturate), Gobiidae (quattro specie) e Palaemonidae (tre specie). Complessivamente, le specie più abbondanti (costituenti circa il 95% dell'abbondanza totale) sono risultate i cefali *Chelon saliens*, *C. ramada* e *C. auratus*, il gamberetto grigio *Crangon crangon*, il nono *Aphanius fasciatus*, la sardina *Sardina pilchardus*, il latterino *Atherina boyeri*, l'orata *Sparus aurata* e i ghiozzetti *Knipowitschia panizzae* e *Pomatoschistus marmoratus*.

Suddividendo le specie in guild, al fine di poter applicare l'indice HFBI, si è osservato che le specie catturate risultano essere in gran parte suddivise tra la guild delle specie migratrici dipendenti (ME-D), quella delle specie migratrici opportuniste (ME-O) e quella delle specie residenti lagunari (ES); è stata invece catturata solo una specie dulciacquicola (FS), *Gambusia holbrooki*. La categoria che conta il maggior numero di specie è quella dei migratori opportunisti (7 specie riscontrate): *Sardina pilchardus*, *Sprattus sprattus*, *Pomatoschistus minutus*, *Dicentrarchus labrax*, *Chelon labrosus*, *Mugil cephalus*, *Solea solea*. La categoria dei migratori dipendenti consta di 6 specie, *Crangon crangon*, *Chelon auratus*, *Chelon ramada*, *Chelon saliens*, *Platichthys flesus*, *Sparus aurata*. I residenti lagunari sono rappresentati da 6 specie, *Atherina boyeri*, *Pomatoschistus marmoratus*, *Palaemon adspersus*, *Palaemon elegans*, *Palaemon macrodactylus*, *Syngnathus taenionotus*. Sono state rinvenute 4 specie di residenti lagunari esclusivi (*Aphanius fasciatus*, *Knipowitschia panizzae*, *Pomatoschistus canestrinii*, *Syngnathus abaster*); mentre le specie marine occasionali constano di 3 specie (*Callionymus risso*, *Penaeus kerathurus*, *Scophthalmus rhombus*) (Tabella 5).

Relativamente alla suddivisione in guild trofiche, la categoria maggiormente rappresentata è stata quella degli Iperbentivori/Zooplanctivori (HZ), alla quale afferivano, del tutto o in parte, 15 specie (*A. boyeri*, *K. panizzae*, *P. canestrinii*, *P. marmoratus*, *P. minutus*, *D. labrax*, *C. auratus*, *C. labrosus*, *C. ramada*, *C. saliens*, *M. cephalus*, *G. holbrooki*, *S. aurata*, *S. abaster*, *S. taenionotus*). Undici specie sono incluse nella categoria dei Microbentivori (Bmi) (*A. fasciatus*, *C. risso*, *K. panizzae*, *P. canestrinii*, *P. marmoratus*, *P. minutus*, *P. flesus*, *G. holbrooki*, *S. solea*, *S. aurata*, *S. abaster*), mentre 5 specie appartenevano alla guild dei detritivori (DV) (*C. auratus*, *C. labrosus*, *C. ramada*, *C. saliens*, *M. cephalus*). La categoria degli Iperbentivori/piscivori (HP) consta di 2 specie (*P. flesus*, *S.*

rhombus), come la guild dei planctivori (PL) (*S. pilchardus*, *S. sprattus*), mentre quella dei macrobentivori (Bma) ne include 4 (*P. flesus*, *S. rhombus*, *S. solea*, *S. aurata*). Infine, la categoria degli onnivori (OV) è quella che si presenta con un'unica specie (*A. fasciatus*).

In generale, sono state catturate più specie durante la campagna di campionamento primaverile piuttosto che in quella autunnale, rispettivamente 24 specie in primavera e 17 specie in autunno (Tabella 5). Sono state catturate solo durante la campagna di campionamento autunnale specie come *C. risso*, *P. kerathurus* e *Gambusia holbrooki*, le quali appartengono rispettivamente alle guild dei migratori occasionali, le prime due, e delle specie dulcicole la terza. Sono state catturate solamente durante la campagna di campionamento primaverile specie come *S. pilchardus*, *S. sprattus*, *P. minutus*, *D. labrax*, *C. labrosus*, *P. flesus*, *S. rhombus*, *S. solea*, *S. aurata*, *S. taenionotus*, molte delle quali appartenevano alla guild dei migratori, occasionali o dipendenti. Le altre specie, come *A. boyeri*, *C. crangon*, *A. fasciatus*, *K. panizzae*, *P. canestrinii*, *P. marmoratus*, *C. auratus*, *C. ramada*, *C. saliens*, *M. cephalus*, *P. adspersus*, *P. elegans*, *P. macrodactylus*, sono state catturate durante entrambe le stagioni di campionamento.

Tabella 5 - Lista delle specie raccolte durante i campionamenti nelle lagune del Delta del Po durante le campagne di campionamento primaverile ed autunnale. A ciascuna specie è associata la guild ecologica e trofica.

| Gruppo tassonomico | Famiglia | Specie | EUFG | FMFG | Primavera | Autunno |
|--------------------|-----------------|-----------------------------------|------|---------|-----------|---------|
| Pesci | Atherinidae | <i>Atherina boyeri</i> | ES | HZ | x | x |
| Pesci | Callionymidae | <i>Callionymus risso</i> | MS | Bmi | | x |
| Pesci | Clupeidae | <i>Sardina pilchardus</i> | ME-O | PL | x | |
| Pesci | Clupeidae | <i>Sprattus sprattus</i> | ME-O | PL | x | |
| Crostacei* | Crangonidae | <i>Crangon crangon</i> | ME-D | | x | x |
| Pesci | Cyprinodontidae | <i>Aphanius fasciatus</i> | ESs | Bmi, OV | x | x |
| Pesci | Gobiidae | <i>Knipowitschia panizzae</i> | ESs | Bmi, HZ | x | x |
| Pesci | Gobiidae | <i>Pomatoschistus canestrinii</i> | ESs | Bmi, HZ | x | x |
| Pesci | Gobiidae | <i>Pomatoschistus marmoratus</i> | ES | Bmi, HZ | x | x |
| Pesci | Gobiidae | <i>Pomatoschistus minutus</i> | ME-O | Bmi, HZ | x | |
| Pesci | Moronidae | <i>Dicentrarchus labrax</i> | ME-O | HZ, HP | x | |
| Pesci | Mugilidae | <i>Chelon auratus</i> | ME-D | HZ, DV | x | x |
| Pesci | Mugilidae | <i>Chelon labrosus</i> | ME-O | HZ, DV | x | |
| Pesci | Mugilidae | <i>Chelon ramada</i> | ME-D | HZ, DV | x | x |
| Pesci | Mugilidae | <i>Chelon saliens</i> | ME-D | HZ, DV | x | x |
| Pesci | Mugilidae | <i>Mugil cephalus</i> | ME-O | HZ, DV | x | x |
| Crostacei* | Palaemonidae | <i>Palaemon adspersus</i> | ES | | x | x |
| Crostacei* | Palaemonidae | <i>Palaemon elegans</i> | ES | | x | x |
| Crostacei* | Palaemonidae | <i>Palaemon macrodactylus</i> | ES | | x | x |
| Crostacei* | Penaeidae | <i>Penaeus kerathurus</i> | MS | | | x |

| | | | | | | |
|-------|----------------|-------------------------------|------|--------------|---|---|
| Pesci | Pleuronectidae | <i>Platichthys flesus</i> | ME-D | Bmi, Bma, HP | x | |
| Pesci | Poeciliidae | <i>Gambusia gr. holbrooki</i> | FS | Bmi, HZ | | x |
| Pesci | Scophthalmidae | <i>Scophthalmus rhombus</i> | MS | Bma, HP | x | |
| Pesci | Soleidae | <i>Solea solea</i> | ME-O | Bmi, Bma | x | |
| Pesci | Sparidae | <i>Sparus aurata</i> | ME-D | Bmi, Bma, HZ | x | |
| Pesci | Syngnathidae | <i>Syngnathus abaster</i> | ESs | Bmi, HZ | x | x |
| Pesci | Syngnathidae | <i>Syngnathus taenionotus</i> | ES | HZ | x | |

ES: residenti lagunari; ESs: residenti lagunari esclusivi; ME-D: migratori dipendenti; ME-O: migratori opportunisti; MS: marini occasionali; FS: dulciacquicoli. HZ: iperbentivori/zooplanctivori; HP: iperbentivori/piscivori; Bmi: microbentivori; Bma: macrobentivori; DV: detritivori; PL: planctivori; OV: onnivori.

* i crostacei non rientrano nel calcolo dell'indice HFBI.

5.2 Densità e biomassa totali delle specie campionate nelle varie lagune

Dal grafico in Figura 5 si può osservare che le densità medie più elevate sono state osservate nella laguna di Scardovari in Primavera, con circa 500 individui/100m², e nelle lagune di Caleri e Scardovari in autunno, con circa 300 individui/100m². La laguna di Barbamarco ha presentato invece i valori di densità totale più bassi durante entrambe le campagne di campionamento (densità media di circa 40 individui/100m² in primavera e di circa 20 individui/100m² in autunno). Mentre nella laguna di Caleri è stato osservato un aumento dei valori di densità dalla primavera (circa 100 individui/100m²) all'autunno (circa 300 individui/100m²), nelle altre lagune è stata documentata una diminuzione delle densità dalla primavera all'autunno (Figura 5). Sono state evidenziate differenze significative di densità totale del popolamento nectonico soltanto tra lagune, mentre non sono risultate significative le differenze fra campagne stagionali di campionamento (Tabella 6).

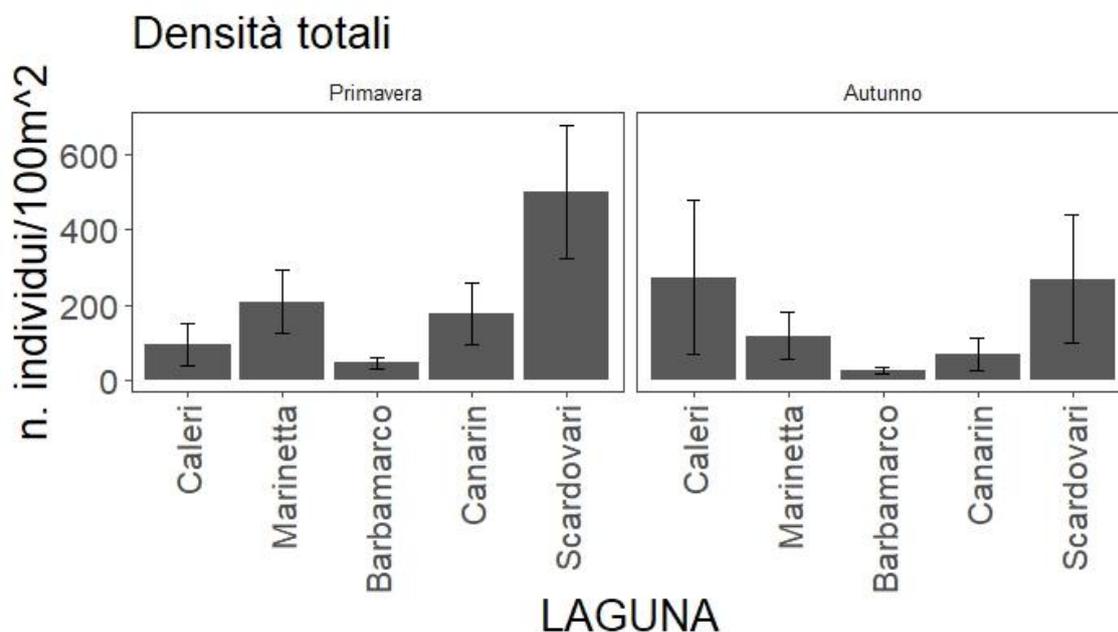


Figura 5 - Densità media totale (\pm errore standard) per ciascuna laguna campionata durante i due periodi di campionamento.

Tabella 6 - Test ANOVA effettuato sulle densità medie totali.

| | Df | Devianza | Varianza | Test F | Pr (>F) |
|-------------------------|----|----------|----------|--------|---------|
| LAGUNA | 4 | 27,361 | 6,8401 | 3,6563 | 0,01016 |
| CAMPAGNA | 1 | 4,407 | 4,4074 | 2,3559 | 0,13034 |
| LAGUNA: CAMPAGNA | 4 | 7,082 | 1,7704 | 0,9464 | 0,44400 |
| Residuals | 57 | 106,634 | 1,8708 | | |

Le maggiori biomasse totali del popolamento nectonico (Figura 6) sono state osservate a Scardovari in primavera (225 g/100 m²) e a Caleri e Scardovari in autunno (circa 155 g/100 m²). I valori minimi di biomassa totale sono stati invece osservati a Caleri (26 g/100 m²) in primavera e a Barbamarco (38,8 g/100 m²) in autunno. Mentre Caleri e Marinetta hanno presentato valori di biomassa totale molto maggiori in autunno rispetto alla primavera, nelle altre tre lagune i valori maggiori sono stati osservati in primavera (Figura 6). Sono state infatti evidenziate differenze significative fra lagune e nell'interazione laguna-campagna (Tabella 7), a riprova dell'esistenza di pattern differenti di variazione temporale della biomassa totale tra le diverse lagune considerate.

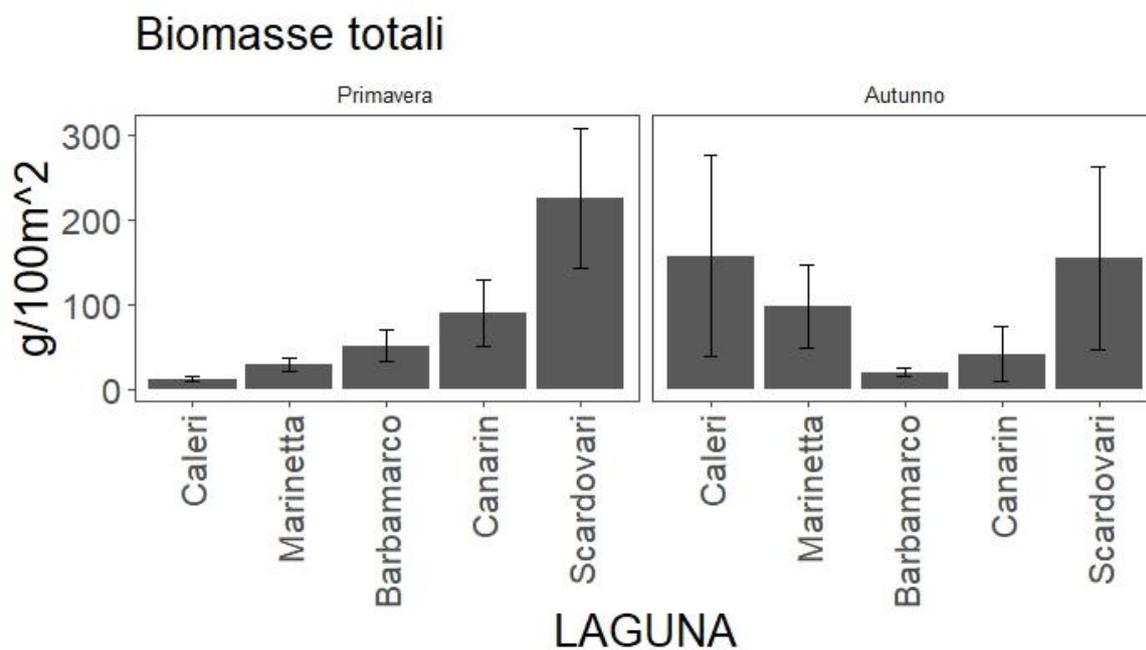


Figura 6 - Biomassa media totale (\pm errore standard) per ciascuna laguna campionata durante i due periodi di campionamento.

Tabella 7 - Test ANOVA effettuati sulle biomasse medie totali.

| | Df | Devianza | Varianza | Test F | Pr (>F) |
|-------------------------|----|----------|----------|--------|---------|
| LAGUNA | 4 | 21,982 | 5,4954 | 3,6587 | 0,01012 |
| CAMPAGNA | 1 | 0,534 | 0,5337 | 0,3553 | 0,55347 |
| LAGUNA: CAMPAGNA | 4 | 4,884 | 4,8843 | 3,2519 | 0,01798 |
| Residuals | 57 | 1,502 | 1,502 | | |

5.3 Distribuzione nella composizione in specie fra stagioni e tra lagune

L'analisi dei campioni raccolti ha evidenziato una notevole variazione nella composizione in specie del popolamento nectonico, calcolato sulle specie che complessivamente costituiscono il 95% dell'abbondanza totale (espressa come numero di individui/100m²), tra la primavera e l'autunno (Figura 7, Figura 8). Sono inoltre evidenzianti differenze tra le differenti lagune considerate.

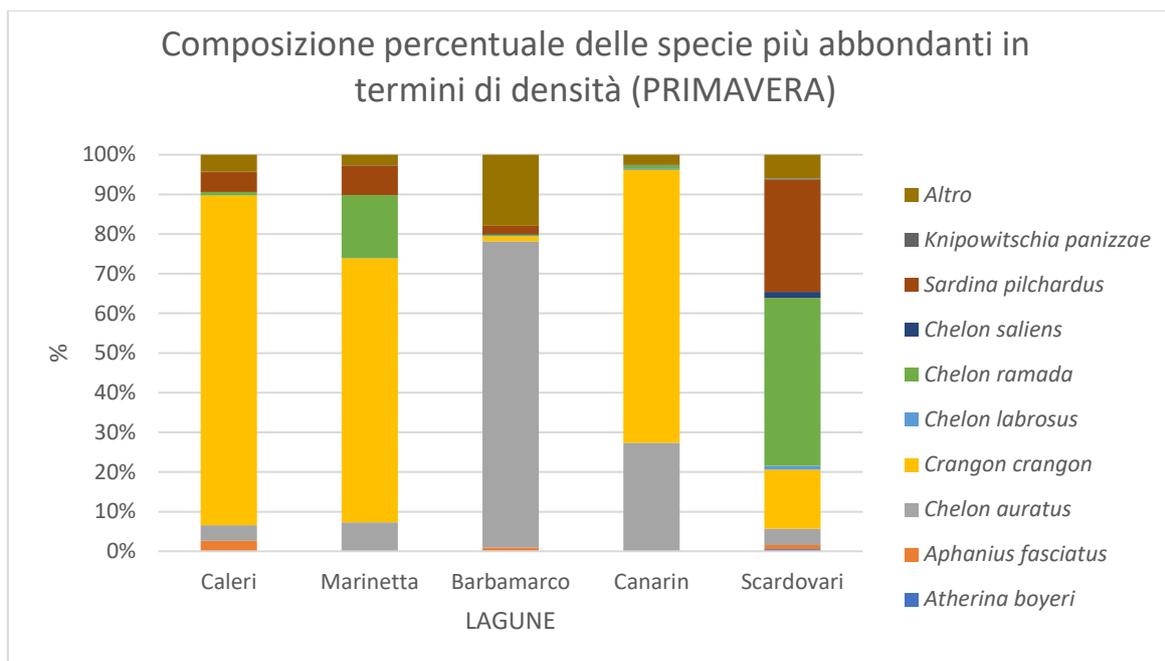


Figura 7 – Composizione percentuale del popolamento nectonico nelle lagune del Delta del Po nella stagione primaverile.

In primavera i popolamenti nectonici delle lagune di Caleri, Marinetta e Canarin risultano caratterizzate dalla dominanza nel popolamento, in termini di abbondanza percentuale, del decapode *Crangon crangon*; oltre al gamberetto grigio, il popolamento di queste lagune risulta caratterizzato anche dalla presenza di specie ittiche migratrici, come *Chelon ramada*, *C. auratus* e *Sardina pilchardus* (Figura 7). Viceversa, *C. crangon* è risultato quasi assente a Barbamarco, dove invece il popolamento ittico risulta caratterizzato soprattutto dalle presenze del mugilide *C. auratus*. Nella laguna di Scardovari le specie che maggiormente contribuiscono a caratterizzare il popolamento ittico sono *C. ramada*, *S. pilchardus* e, in misura minore, *C. crangon*. Per quanto riguarda la sola componente ittica, si può osservare che durante la campagna primaverile in tutte le lagune indagate il popolamento è risultato dominato dalla componente dei migratori marini. Il mugilide *C. auratus* è stato rinvenuto in tutti gli ambienti lagunari analizzati, con densità medie che hanno variato da 3,7 individui/100m² a Caleri a 48,3 individui/100m² a Canarin. Anche *C. ramada* è risultata ubiquitaria nei campionamenti primaverili, ma con valori di densità molto diversi: i valori medi maggiori sono stati osservati a Scardovari (212,5 individui/100m²) ma anche a Marinetta anche se con valori minori (33,1 individui/100m²). Durante la campagna primaverile, le specie di residenti lagunari sono risultate in genere molto meno diffuse e abbondanti delle specie di migratrici marini in tutti gli ambienti lagunari indagati.

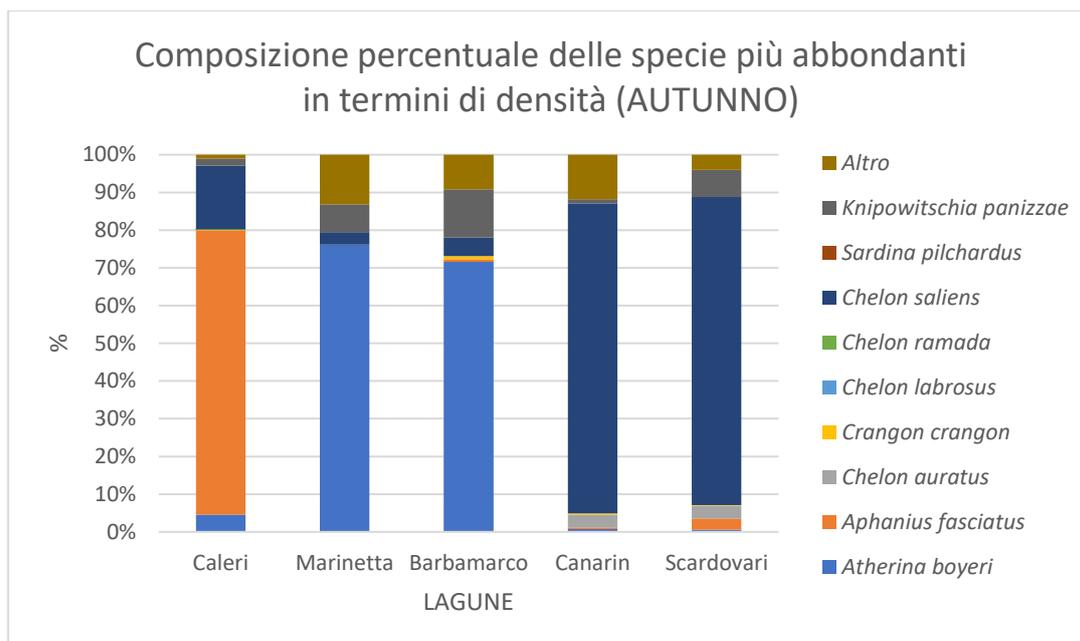


Figura 8 - Composizione percentuale del popolamento nectonico nelle lagune del Delta del Po nella stagione autunnale.

In autunno, le specie che contribuiscono maggiormente all'abbondanza totale del popolamento nectonico, in termini di densità, sono *Aphanius fasciatus* nella laguna di Caleri, *Atherina boyeri* nelle lagune di Marinetta e Barbamarco e *Chelon saliens* nelle lagune di Canarin e Scardovari (Figura 8). Contribuiscono a caratterizzare il popolamento ittico, seppure con un contributo marcatamente minore rispetto alle specie dominanti: *A. boyeri* e, soprattutto, *C. saliens* a Caleri; *Knipowitschia panizzae* e *C. saliens* a Marinetta e Barbamarco; *C. auratus* a Canarin; ed infine, *K. panizzae*, *C. auratus* e *A. fasciatus* a Scardovari (Figura 8).

In autunno, la componente migratrice risulta costituita quasi esclusivamente dai mugilidi *C. saliens* e *C. auratus*. In questa stagione, *C. saliens* è stata rinvenuta in tutti gli ambienti analizzati con densità medie variabili da 1,2 individui/100m² a Barbamarco a 219,5 individui/100m² a Scardovari. Esemplari di *C. auratus* sono stati rinvenuti soltanto in due lagune su cinque: Canarin (densità media di 2,3 individui/100m²) e Scardovari (9 individui/100m²).

I residenti lagunari risultano maggiormente rappresentati nel popolamento ittico in autunno rispetto a quanto osservato in primavera. Nella laguna di Caleri la densità media di *A. fasciatus* era di 206,5 individui/100m², ma anche *Atherina boyeri* (12,4 individui/100m²) e *Knipowitschia panizzae* (5 individui/100m²) sono state rinvenute con abbondanze significative. Sia a Marinetta che a Barbamarco il popolamento ittico risulta dominato dalle presenze di *A. boyeri* (rispettivamente 89 individui /100m² e 17,3 individui /100m²), ma risultano importanti anche le presenze di *Knipowitschia panizzae* (rispettivamente 8,6 individui/100m² a Marinetta e 3

individui/100m² a Barbamarco). Considerando le specie classificate come “Altro”, a Canarin la specie più rappresentata nel popolamento è risultata *P. marmoratus* (densità media di 5,4 individui/100m²), ma sono risultati presenti, anche se con valori di densità molto più bassi (< 1 individui/100m²), anche *P. canestrinii*, *K. panizzae*, *A. boyeri* e *A. fasciatus*. Infine, a Scardovari le specie residenti più rappresentate nel popolamento sono risultate, in ordine decrescente di abbondanza, *K. panizzae* (densità media di 19,1 individui/100m²), *A. fasciatus* (8 individui/100m²), *P. marmoratus* (3,1 individui/100m²), *P. canestrinii* (2,2 individui/100m²) e *A. boyeri* (1,5 individui/100m²).

5.4 Analisi multivariata

È stata condotta un'analisi statistica multivariata (distance-based Redundancy Analysis) per mettere in relazione la comunità nectonica con le variabili ambientali misurate durante i campionamenti di fauna nectonica. L'analisi è stata condotta sulla matrice delle densità (Figura 9). L'analisi condotta evidenzia una differenza sulla distribuzione dei campioni su base stagionale, con i punti corrispondenti ai campioni primaverili maggiormente raggruppati rispetto ai punti corrispondenti ai campioni autunnali. I campioni autunnali sembrano essere caratterizzati da una molto maggiore eterogeneità in termini di temperatura, salinità e torbidità, rispetto ai campioni primaverili. La distribuzione delle specie più abbondanti, cioè quelle che rappresentano il 95% delle catture, evidenzia che *C. ramada* e *C. saliens* risultano associate a valori inferiori di temperatura e salinità e a valori maggiori di torbidità. Viceversa, *A. fasciatus* e *A. boyeri* risultano associate a valori di temperatura e salinità più elevati e a valori inferiori di torbidità. Le altre specie più abbondanti, *C. crangon*, *S. pilchardus*, *S. aurata* e *K. panizzae* non si distribuiscono in relazione agli assi della RDA ma rimangono circa al centro del grafico.

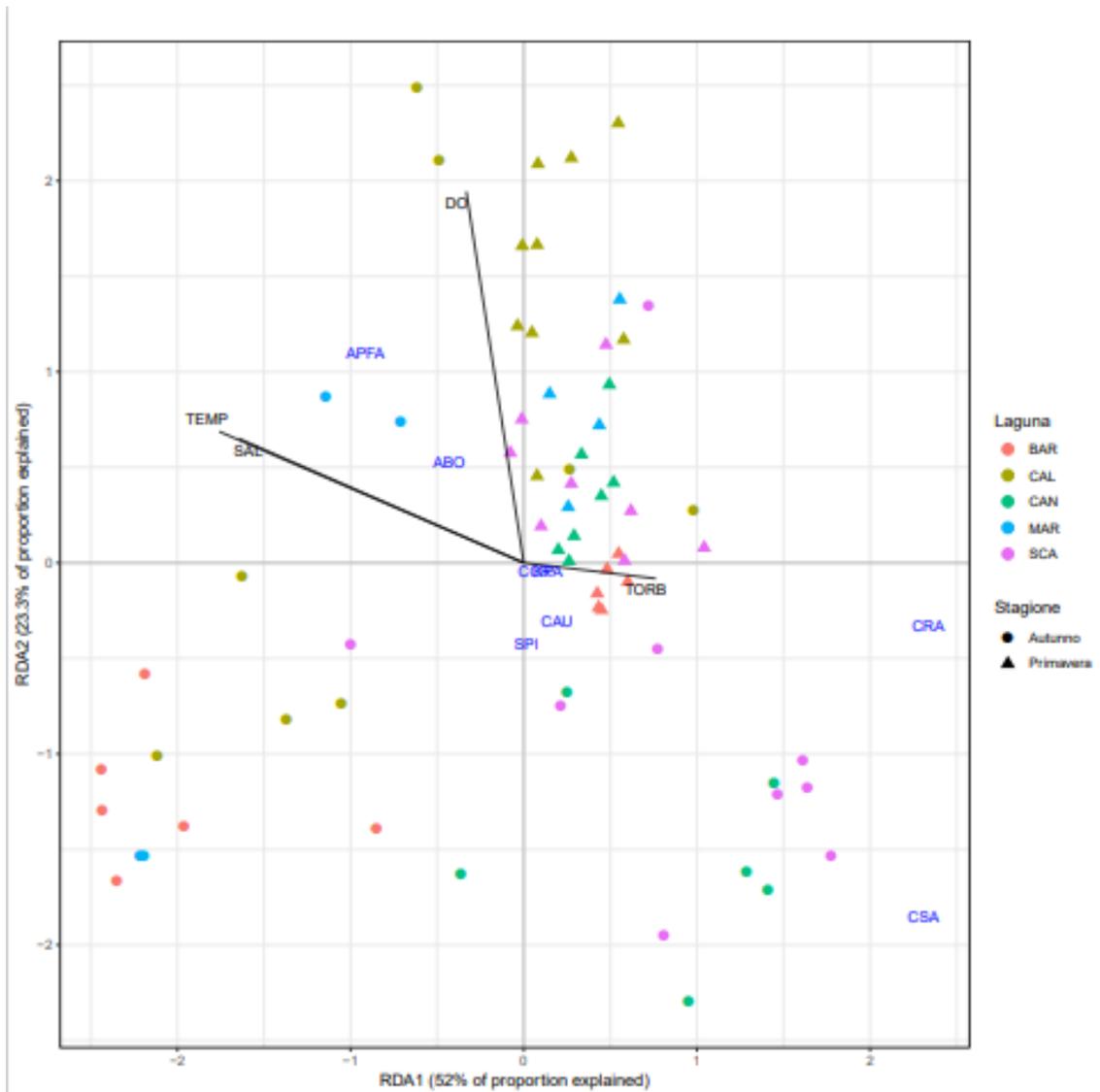


Figura 9 - Analisi multivariata (Redundancy Analysis, RDA) sui parametri ambientali e sulle densità delle specie più abbondanti campionate durante le due campagne nelle cinque lagune.

5.5 Densità e biomassa delle guild ecologiche

I dati di densità e di biomassa delle singole specie catturate durante le varie campagne di campionamento sono stati analizzati anche attraverso un approccio funzionale, attribuendo a ciascuna specie una guild ecologica o trofica. Nei grafici in Figura 10 e 11 viene riportata la densità e la biomassa totale suddivisa per ciascuna guild ecologica, in ciascuna laguna e durante ciascuna campagna di campionamento. Da questi grafici è possibile osservare che, in primavera, le specie più abbondanti e presenti in termini di densità e di biomassa in tutte le lagune sono quelle appartenenti alla guild dei migratori marini dipendenti (ME-D), come ad esempio *Chelon auratus* e *Crangon crangon*. Solo nelle lagune di Caleri e di Marinetta, i migratori marini dipendenti possiedono bassi valori di biomassa, anche se comunque più elevati rispetto alle altre guild.

Specie migratrici marine opportuniste (ME-O), come ad esempio *Sardina pilchardus*, in primavera, appaiono con densità e biomasse considerevoli solamente nella laguna di Scardovari. In autunno le specie residenti lagunari (ES e ESs), ad esempio *Aphanius fasciatus* e *Atherina boyeri*, aumentano la loro abbondanza nel popolamento nectonico di tutte le lagune campionate, anche se soprattutto nelle lagune di Caleri e Marinetta. Solo nella laguna di Scardovari continuano a permanere alte densità e biomasse di specie migratrici marine dipendenti anche in autunno.

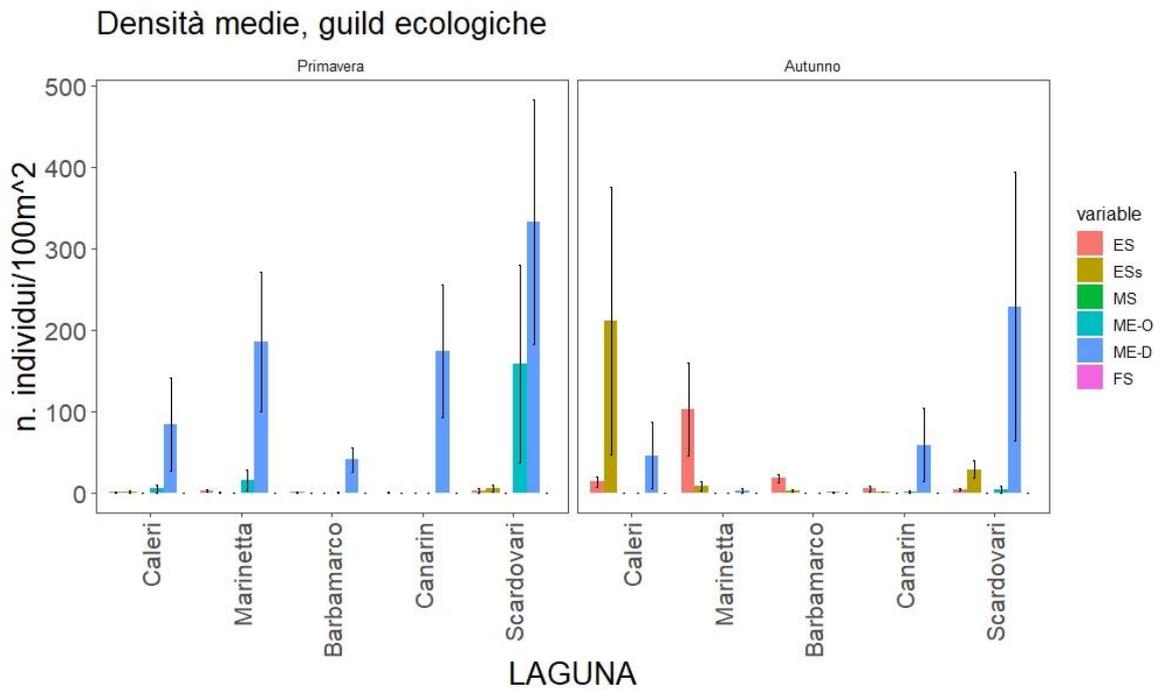


Figura 10 - Densità totale delle varie guild ecologiche suddivisa nelle differenti lagune (media \pm errore standard). Per una descrizione delle sigle delle guild si veda in introduzione.

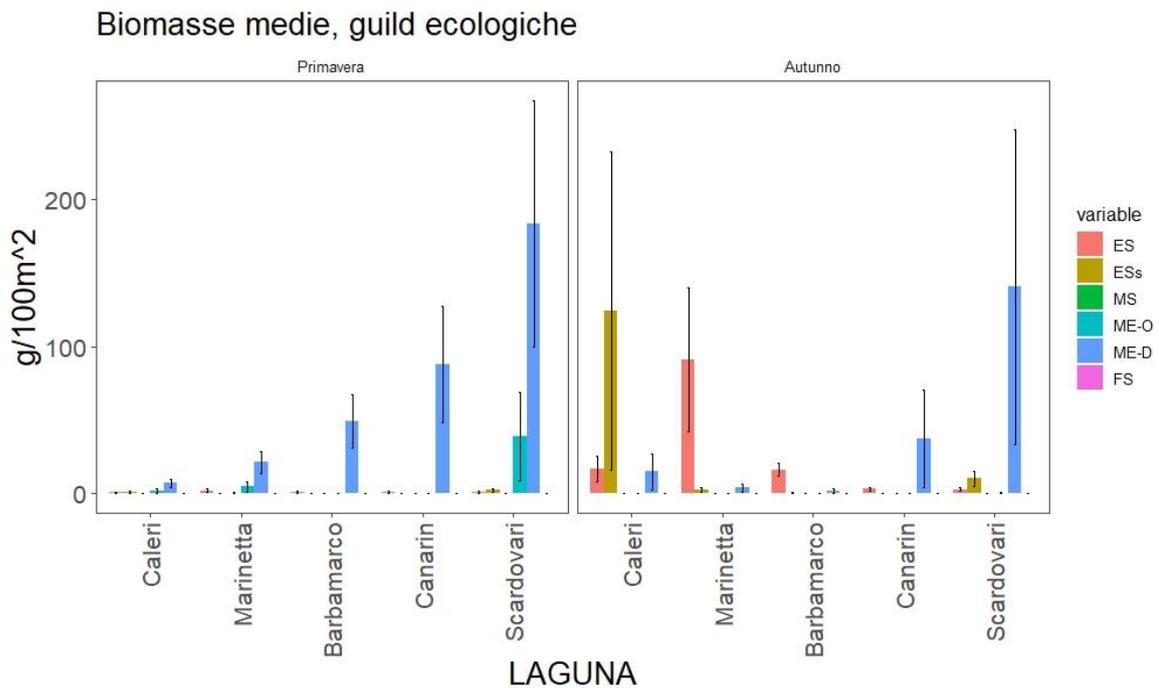


Figura 11 - Biomassa totale delle varie guild ecologiche suddivisa nelle differenti lagune (media \pm errore standard). Per una descrizione delle sigle delle guild si veda in introduzione.

5.6 Densità e biomassa delle guild trofiche

Nei grafici in Figura 12 e 13 vengono riportate la densità e la biomassa totale, suddivise per ogni guild trofica, per laguna e per stagione di campionamento. Dai grafici si può osservare che, in primavera, le specie più abbondanti in termini di densità in tutte le lagune risultano essere quelle appartenenti alla guild trofica dei microbentivori (Bmi), con l'eccezione della laguna di Barbamarco. In particolare, la specie microbentivora più presente durante questi campionamenti è stata *Aphanius fasciatus*. Le specie planctivore (PL) (ad esempio *Sardina pilchardus*), iperbentivore/zoobentivore e detritivore (HZ, DV) (ad esempio *C. saliens*, *C. ramada*, *C. auratus*) sono presenti con alti valori di densità e biomassa soprattutto nella laguna di Scardovari in primavera. In autunno si può osservare come a Caleri le guild degli onnivori (OV) e dei microbentivori (Bmi) possiedono valori di densità più elevati rispetto alla primavera della stessa laguna ma anche rispetto alle altre lagune campionate. Nella laguna di Scardovari, in autunno, sembrano diminuire le abbondanze e le densità delle specie planctivore (PL): non è infatti più presente durante i campionamenti autunnali *Sardina pilchardus*.

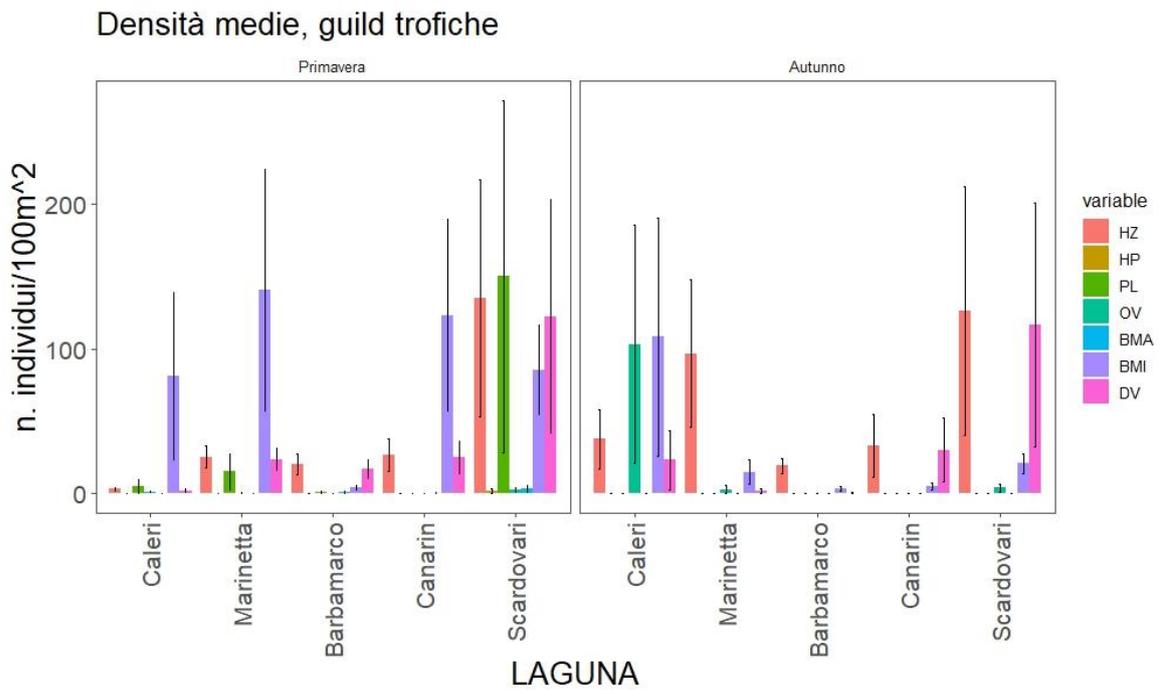


Figura 12 - Densità totale delle varie guild trofiche suddivisa nelle differenti lagune (media \pm errore standard). Per una descrizione delle sigle delle guild si veda in introduzione.

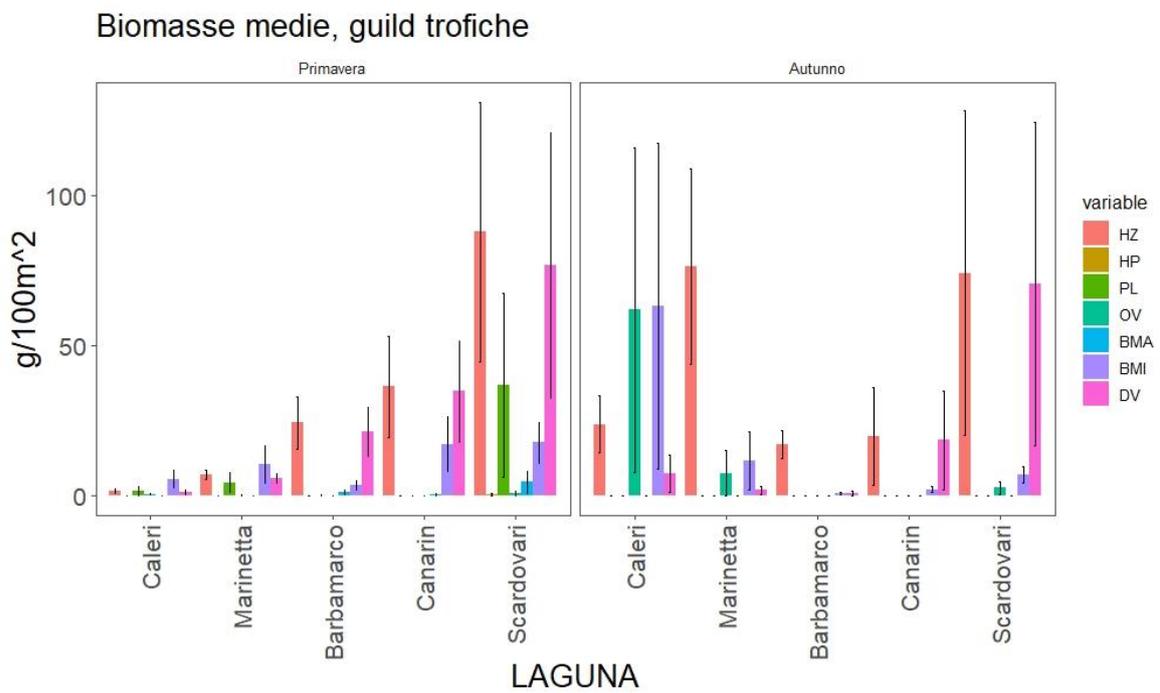


Figura 13 - Biomassa totale delle varie guild trofiche suddivisa nelle differenti lagune (media \pm errore standard). Per una descrizione delle sigle delle guild si veda in introduzione.

5.7 HFBI (Habitat Fish Bio Indicator) stagionale e annuale

Nel grafico in Figura 14 sono rappresentati i punteggi di HFBI delle diverse lagune del Delta del Po in primavera. Basandosi sui limiti di classe (Tabella 1) si può osservare come nella stagione primaverile Barbamarco, Canarin e Scardovari si presentano con dei valori inferiori rispetto Caleri e Marinetta che risultano avere dei valori abbondantemente maggiori.

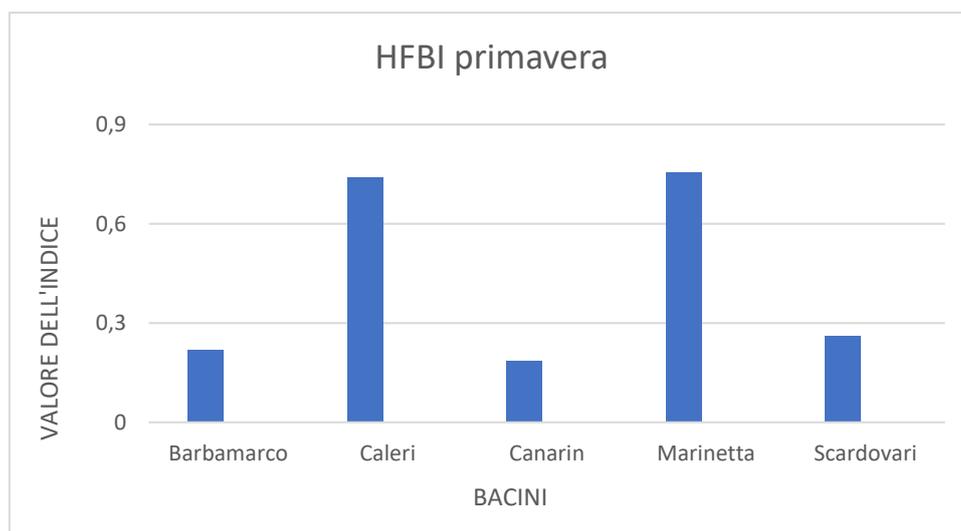


Figura 14 - HFBI della stagione primaverile per tutte le lagune prese in esame.

Il grafico in Figura 15 evidenzia i valori di qualità ecologica delle differenti lagune nella stagione autunnale, durante la quale Scardovari e soprattutto Canarin aumentano il loro punteggio HFBI rispetto a quello ottenuto in primavera. Al contrario di Scardovari e Canarin, in autunno, le lagune di Barbamarco e soprattutto Marinetta abbassano il loro punteggio HFBI.

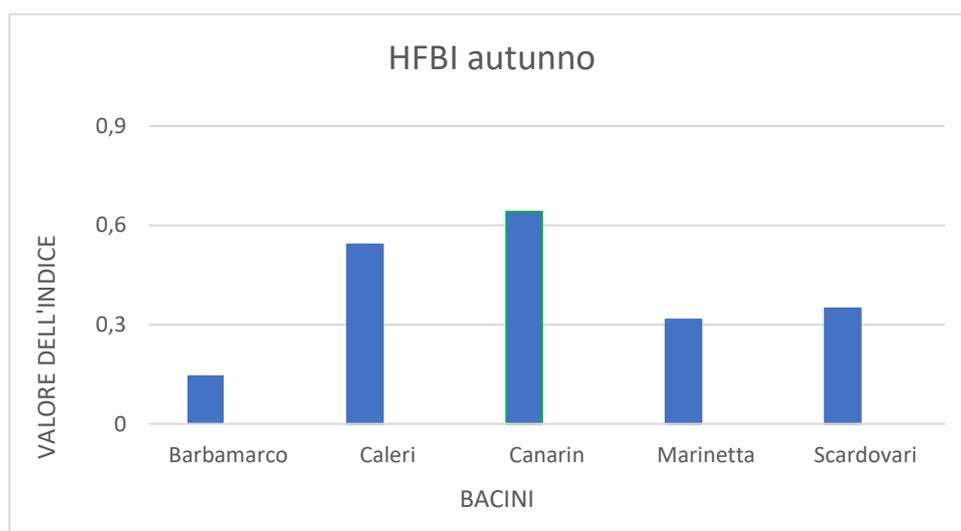


Figura 15 - Valori dell'indice HFBI della stagione autunnale per tutte le lagune prese in esame.

I dati della fauna ittica raccolti durante questo studio sono stati utilizzati per il calcolo complessivo dell'indice HFBI (Figura 16). Il grafico in Figura 16 unifica, per ciascuna laguna, i valori dell'indice HFBI calcolato per ciascuna stagione. I punteggi più elevati che si osservano riguardano la laguna di Caleri la quale è l'unica a presentarsi in uno stato ecologico buono. Le lagune di Marinetta e Canari si presentano in uno stato ecologico sufficiente, con la differenza che il punteggio di Marinetta è poco al di sotto della soglia di buono. Infine, le lagune di Scardovari e Barbamarco, sono entrambe in stato ecologico cattivo, anche se Scardovari presenta un punteggio migliore di Barbamarco.

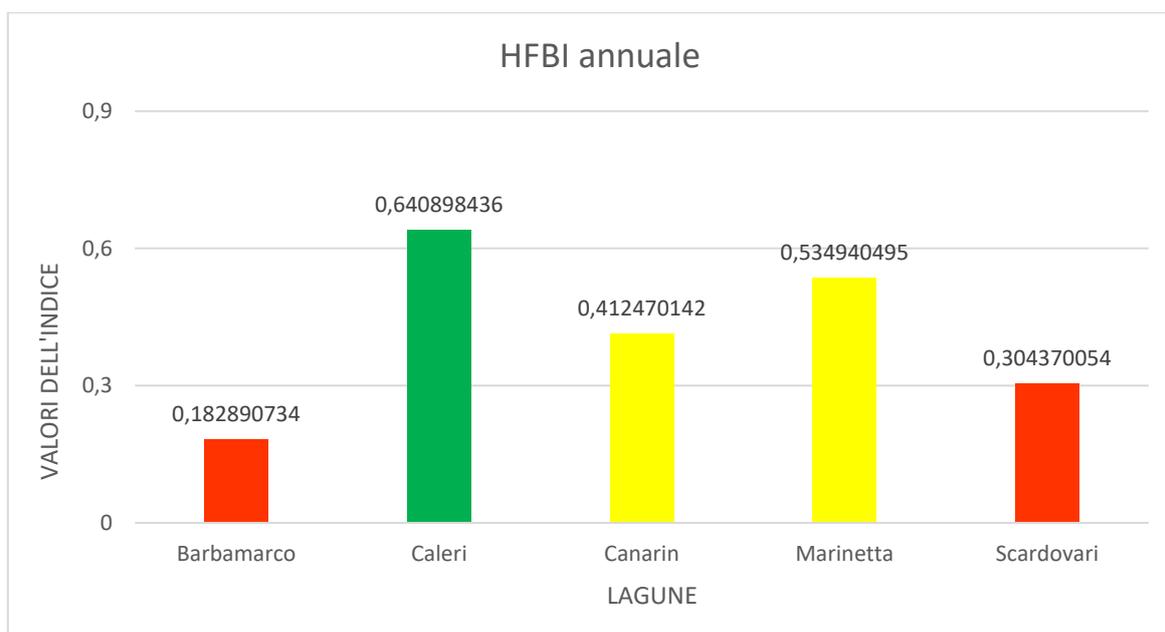


Figura 16 - HFBI annuale delle lagune prese in esame. I colori indicano i differenti stati di qualità: Verde = Buono, Giallo = Sufficiente, Rosso = Scarso.

5.7.1 Le metriche

In Figura 17 sono riportati i punteggi delle metriche utilizzate per il calcolo dell'indice HFBI. Dal grafico si può osservare un andamento simile in tutte le stazioni. I punteggi maggiori che più si differenziano rispetto agli altri sono quelli delle metriche di densità di biomassa delle specie bentivore (micro- e macro- bentivore) (Bbent) nelle lagune di Scardovari e Caleri. Le lagune di Canarin e Marinetta, invece, sono caratterizzate da punteggi elevati della metrica "diversità delle specie bentivore" (D*bent). Infine, la metrica "diversità in specie dominanti" (D*dom) si presenta con bassi punteggi in tutte le lagune indagate.

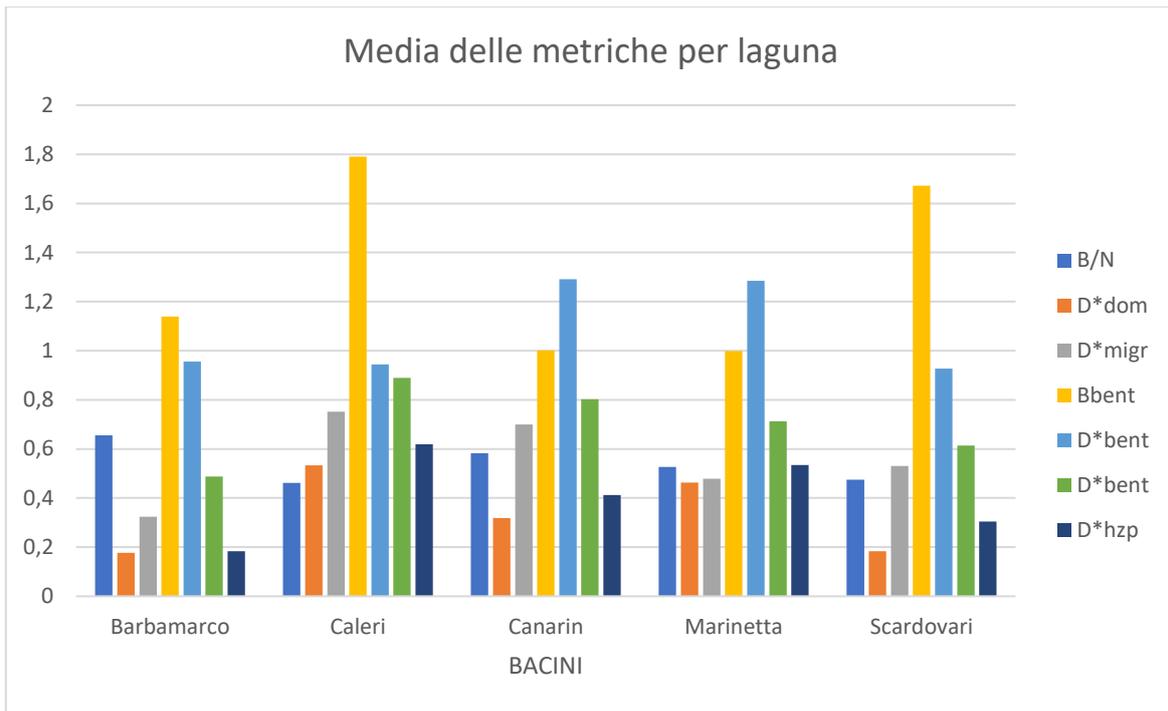


Figura 17 – Metriche di HFBI calcolate per ciascuna laguna.

6-DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

L'area del Delta del Po rappresenta la più estesa zona umida in Europa, nonché una delle più importanti aree per l'attività di acquacoltura (venericoltura, in particolare) e pesca (Munari et al., 2010). Le lagune del Delta del Po, grazie alle loro caratteristiche morfologiche ed ecologiche, rappresentano ecosistemi altamente vulnerabili ed importanti ai fini conservazionistici (Cognetti e Maltagliati, 2000). Questo importante ecosistema di transizione è tuttavia sottoposto a continue pressioni antropiche che contribuiscono alla modifica morfologica delle varie lagune ed alla modifica degli habitat presenti (Ranwell, 1974). Di conseguenza, la valutazione della qualità ambientale e dello stato ecologico di questi ambienti è estremamente complessa ma altrettanto importante (Munari et al., 2010).

Il monitoraggio dell'ittiofauna riparia delle lagune del Delta del Po effettuato nell'ambito del progetto "PEPSEA – PROTECTING THE ENCLOSED PARTS OF THE SEA IN ADRIATIC FROM POLLUTION" nelle cinque lagune di Caleri, Marinetta, Barbamarco, Canarin e Scardovari ha permesso di aggiornare la composizione in specie del popolamento ittico di queste lagune e di valutarne lo stato di qualità utilizzando l'Elemento di Qualità Biologica "Fauna Ittica" (Direttiva Quadro sulle Acque, 2006), nonché evidenziare differenze tra le varie lagune e tra i periodi di campionamento.

Nel complesso, attraverso il monitoraggio sull'ittiofauna riparia delle lagune del Delta del Po si sono potuti osservare importanti cambiamenti stagionali nella composizione del popolamento ittico, in accordo tuttavia con l'abituale dinamica stagionale della fauna nectonica degli ambienti di transizione dell'Alto Adriatico (Franzoi et al., 1989a; Franco et al., 2006).

Le specie più abbondanti rinvenute in generale nelle lagune del Delta del Po sono state, in primavera, *Crangon crangon*, *Chelon auratus*, *Sardina pilchardus* e *Chelon ramada*, mentre in autunno, *Aphanius fasciatus*, *Chelon saliens* e *Atherina boyeri*. La presenza di queste specie era già stata confermata anche da studi pregressi; in particolare le specie ittiche più comuni ed abbondanti negli ambienti lagunari del Delta del Po appartenevano infatti ai gruppi funzionali dei residenti lagunari e dei migratori marini (Gandolfi et al., 1985; Franzoi et al., 1989a; Lanzoni et al., 2010; Verza e Catozzo, 2015). Nel complesso, in primavera si osserva una maggiore abbondanza di specie migratrici rispetto alle residenti. Viceversa, in autunno le specie residenti caratterizzano in maniera più marcata il popolamento nectonico.

In generale, nelle lagune del Delta del Po si osservano due picchi di ingresso di specie migratrici marine: un picco principale da fine febbraio a maggio ed un secondo picco, quantitativamente

meno importante, durante i mesi autunnali (Rossi, 1986). Durante il periodo primaverile entrano nelle lagune deltizie gli avannotti di orata *Sparus aurata*, spigola *Dicentrarchus labrax*, passera *Platichthys flesus*, sogliola *Solea solea* e dei cefali *Chelon ramada*, *C. auratus* e *C. labrosus*. Dalla tarda estate all'autunno la montata è caratterizzata dagli arrivi degli avannotti di *C. saliens*, *Mugil cephalus* e *C. auratus* (Rossi, 1986; Franzoi e Trisolini, 1991; Rossi et al., 1999). I risultati del presente studio sono in accordo con quanto osservato negli anni '80 del secolo scorso durante diversi cicli annuali di monitoraggio del "pesce novello da semina" nella laguna di Scardovari e sono in accordo il calendario di montata in laguna delle specie migratrici riportato in letteratura (Rossi, 1986; Franzoi et al., 1989b; Franzoi e Trisolini, 1991). Come evidenziato da studi pregressi, le lagune del Delta del Po sembrano quindi svolgere sempre un importante ruolo di *nursery* per le specie di migratori marini giovanili, le quali trovano nelle lagune le risorse trofiche necessarie all'accrescimento ed allo sviluppo (Rossi, 1986; Franzoi et al., 1989b; Franzoi e Trisolini, 1991; Franzoi et al., 2010).

Anche se confronti diretti tra campionamenti passati e recenti è possibile effettuarli solo relativamente alla laguna di Scardovari, non sembrano essere presenti importanti differenze nella composizione in specie del popolamento nectonico (Gandolfi et al., 1985; Franzoi et al., 1989a e 1989b; Lanzoni et al., 2010). È tuttavia da evidenziare che i pesci ago come *Syngnathus abaster* e *S. taenionotus*, che contribuivano abbondantemente a caratterizzare il popolamento ittico della sacca di Scardovari tra gli anni '80 e '90 (Ferrari e Chiericato, 1981; Ferrari e Rossi, 1983; Maccagnani et al., 1985; Rossi 1986; Franzoi et al., 1989), sono stati catturati soltanto occasionalmente e solo con pochissimi individui nel 2021. Anche la passera, *P. flesus*, che caratterizzava le catture della pesca lagunare fino agli anni '80 del secolo scorso (Franzoi et al., 1985; Lanzoni et al., 2010; Verza e Cattozzo, 2015), sembra essere attualmente molto meno importante in termini di quantità pescate. Anche le catture di orate e spigole sembrano essere significativamente diminuite nel primo decennio del 2000 se confrontate con i decenni precedenti (Lanzoni et al., 2010). Anche alcune specie marine di piccoli pelagici come l'acciuga *Engraulis encrasicolus* e la papalina *Sprattus sprattus*, che si rinvenivano frequentemente all'interno degli ambienti lagunari del Delta del Po, soprattutto allo stadio di postlarva o di giovanile e durante i mesi primaverili (Franzoi et al., 1989a), sembra in essere diminuzione negli ultimi anni (Verza e Cattozzo, 2015).

Una ulteriore differenza dagli studi effettuati negli anni '80 del secolo scorso è data dalla diminuzione delle densità di *Atherina boyeri*, che in passato era una specie molto abbondante (Franzoi, 1989). Il latterino o acquadella (*Atherina boyeri*) è una specie caratteristica e di notevole importanza per gli ecosistemi lagunari; gli individui di questa specie dopo aver svernato in aree

marine o di canale relativamente più profonde e più calde, colonizzano in massa i bassi fondali lagunari durante i mesi primaverili e in questa stagione si riproducono negli habitat caratterizzati dalla presenza di vegetazione sommersa (Franzoi et al., 1989a; Verza e Cattozzo, 2015; Kara e Quignard, 2019).

Un'altra componente tradizionalmente importante degli ambienti acquatici deltizi e catturata con basse densità durante questo studio è stata quella dei dulcicoli (Gandolfi, Ioannilli e Vitali, 1985; Franzoi et al., 1989a; Lanzoni et al., 2010), la cui unica specie presente è stata la specie alloctona *Gambusia hoolbroki*. In generale, negli ultimi anni si è comunque osservato un aumento delle specie alloctone di acqua dolce nelle lagune del Delta del Po, assieme ad una diminuzione delle specie diadrome e delle specie dulcicole autoctone (Lanzoni et al., 2010; Verza e Cattozzo, 2015).

Relativamente allo studio dello stato di qualità delle lagune del Delta del Po, i risultati dell'anno 2021 possono essere, almeno in parte, interpretati alla luce delle valutazioni effettuate in passato sulle componenti fisiche e morfologiche delle lagune ("valutazione della qualità potenziale", Consorzio di Bonifica Delta Po Adige – CFR, 2015).

La laguna di Caleri è risultata in stato buono sulla base dell'applicazione dell'HFBI, questo in accordo con la buona qualità potenziale misurata sulla base di idrodinamismo, batimetria a granulometria. Al contrario, la laguna che ha presentato la peggiore classificazione sulla base dell'applicazione dell'HFBI, quella di Barbamarco, è anche quella con la più bassa qualità potenziale sulla base delle sue caratteristiche fisiche (Consorzio di Bonifica Delta Po Adige – CFR, 2015). Anche la laguna di Scardovari ha evidenziato un cattivo stato ecologico nell'indice HFBI, confermato con la scarsa qualità potenziale sulla base della potenzialità ambientale valutata soltanto sulla base delle caratteristiche fisiche di questi ambienti. Queste due lagune evidenziano in generale una elevata abbondanza di macroalghe, riscontrata a seguito di valutazioni precedenti secondo AMBI (Carta Ittica, Emilia-Romagna, 2008). Più difficile sembra essere l'interpretazione della classificazione di stato ecologico delle altre due lagune, Marinetta e Canarin, classificate con lo stato ecologico sufficiente. Queste due lagune, assieme a quella di Scardovari, presentano infatti sia aree a bassa potenzialità ambientale che aree ad alta potenzialità ambientale (Consorzio di Bonifica Delta Po Adige – CFR, 2015). Nel caso della laguna di Scardovari, inoltre, i campionamenti di fauna ittica sono stati condotti nell'area meridionale che corrisponde all'area a maggiore potenzialità ambientale (Consorzio di Bonifica Delta Po Adige – CFR, 2015). Appare quindi evidente la necessità di ulteriori indagini per evidenziare tutti fattori ambientali che concorrono a determinare le caratteristiche funzionali del popolamento ittico e quindi la classificazione dello stato ecologico. In particolare, sarebbe necessario approfondire lo studio per individuare le

principali pressioni antropiche che insistono sui corpi idrici di transizione del Delta del Po e gli impatti che queste determinano sull'ittiofauna lagunare, mediante l'analisi delle relazioni fra indicatori di pressione antropica e caratteristiche (metriche) del popolamento ittico, come evidenziato in altri studi (Zucchetta et al., 2020; Zucchetta et al., 2021).

7-BIBLIOGRAFIA e SITOGRAFIA

- Arias, A.M.G., Drake, P.M. (1990). Estadios juveniles de la ictiofauna en los canos de las salinas de la bahia de Cadiz. Instituto de ciencias marinas de Andalucia, 164 pp
- ARPAV (2020a). Monitoraggio Ambientale delle lagune del Delta del Po, rapporto anno 2019. ARPAV, con la collaborazione di Consorzio di Bonifica Delta del Po. <https://www.arpa.veneto.it/arpav/chi-e-arpav/file-eallegati/daprovigo/acqua/Monitoraggio%20ambientale%20lagune%20Delta%20del%20Po%202019.pdf>
- ARPAV (2020b). Monitoraggio delle acque di transizione della Regione Veneto, analisi dei dati osservati nell'anno 2019, rapporto tecnico. ARPAV. https://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/acqua/file-e-allegati/documenti/acque-di-transizione/rapporti-finali-e-documenti-di-classificazione-altre-lagune/Rapporto_Acque_Transizione_2019.pdf
- Bain, M., Haley, N., Peterson, D., Waldman, J. R., & Arend, K. (2000). Harvest and habitats of Atlantic sturgeon *Acipenser oxyrinchus* Mitchill, 1815 in the Hudson River estuary: lessons for sturgeon conservation. *Boletin-Instituto Espanol De Oceanografia*, 16(1/4), 43-54.
- Bondavalli, C. (2003). Effect of eutrophication upon radionuclide dynamics in the Sacca di Goro lagoon (Po River Delta, Italy): a combined field, experimental and modeling study. *Environmental Pollution*, 125(3), 433-446.
- Carta Ittica dell'Emilia-Romagna Zone B e A. E. Turolla, 2008 – L'allevamento della vongola verca nel Delta del Po. Grafiche Adraitica, Taglio di Po, 111 pp.
- Castelli, S., (2006) Progetto per la realizzazione di una base conoscitiva del Delta del Po, 10° conferenza nazionale ASITA
- Catalano, B., Penna, M., Riccato, F., Fiorin, R., Franceschini, G., Antonini, C., Zucchetta, M., Cicero, A.M., Franzoi, P. (2017). Manuale per la classificazione dell'Elemento di Qualità Biologica "Fauna Ittica" nelle lagune costiere italiane. Applicazione dell'indice nazionale HFBI (Habitat Fish Bio-Indicator) ai sensi del D.Lgs 152/2006, 2017, ISBN 9788844808716.
- Cognetti, G., Maltagliati, F. (2000). Biodiversity and adaptive mechanisms in brackish water fauna. *Marine pollution bulletin*, 40(1), 7-14.
- Consorzio di Bonifica Delta Po Adige - CFR. (2015). Gli Habitat del Delta del Po - Naturalità e qualità. A cura di Rossi, R., Giannoni, P., Pagnoni, G.A., Bertasi, F., Bonamici, D., Longo, A. http://sil.deltapo.it/web/wpcontent/uploads/pdf/VNP_CFR_deltapo_091221.

- D’Ancona, U., Lo Bianco, S. (1931-1933). Fauna e flora del Golfo di Napoli. Stazione Zoologica. Monografia No. 38.
- Deegan, L. A., & Garritt, R. H. (1997). Evidence for spatial variability in estuarine food webs. *Marine Ecology Progress Series*, 147, 31-47.
- Elliott, M., Hemingway, K.L., Costello, M.J., Duhamel, S., Hostens, K., Labropoulou, M., Marshall, S., Winkler, H., (2002). Links between fish and other trophic levels. In: Elliott, M., Hemingway, K.L. (Eds.), *Fishes in Estuaries*. Blackwell Science, Oxford, pp. 124 e 216 (Chapter 4)
- Elliott, M., Hemingway, K.L., Marshall, S., Duhamel, S., (2002). Data quality analysis and interpretation. In: Elliott, M., Hemingway, K.L. (Eds.), *Fishes in Estuaries*. Blackwell Science, Oxford, pp. 510–554.
- Ferrari, I., Chiericato, A. R. (1981). Feeding habits of juvenile stages of *Sparus auratus* L., *Dicentrarchus labrax* L. and *Mugilidae* in a brackish embayment of the Po River delta. *Aquaculture*, 25(2-3), 243-257.
- Ferrari, I., Rossi, R. (1983). Regime alimentare di *Athena boyeri* Risso in una laguna del Delta del PO. *Nova Thalassia* 6: 275-280
- Fischer, W., Schneider, M., Bauchout, M.L. (1987). Fiches FAO d’identification des especies pour le besoins de la peche, Mediterranee et Mer Noire, zone de peche 37, Vol II, Vertebres. FAO, Rome.
- Franco, A., Franzoi, P., Malavasi, S., Riccato, F., Torricelli, P., Mainardi, D. (2006). Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66, 67–83.
- Franco, A., Franzoi, P., Torricelli, P. (2008b). Structure and functioning of Mediterranean lagoon fish assemblages: A key for the identification of water body types. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79: 549-558
- Franco, A., Torricelli P., Franzoi P. (2009). A habitat-specific fish-based approach to assess the ecological status of Mediterranean coastal lagoons. *Marine pollution bulletin* 58. Elsevier Ltd: 1704–17. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.016>.
- Franco A., Pérez-Ruzafa A., Drouineau H., Franzoi P., Koutrakis E.T., Lepage M., Verdiell Cubedo D., Bouchoucha M., López Capel A., Riccato F., Sapounidis A. Marcos C., Oliva-Paterna F.J., Torralva-Forero M., Torricelli P. (2012). Assessment of fish assemblages in coastal lagoon habitats: Effect of sampling method. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112, 115-125. www.elsevier.com/locate/ecss.

- Franzoi, P., Carrieri, A., Rossi, R. (1985). Prime osservazioni sulla biologia e la gestione della popolazione di passere (*Platichthys flesus luscus* PALLAS 1811) nell'area meridionale del Delta del Po. *Oebalia*, XI-2, N.S., 573-582.
- Franzoi, P., Trisolini, R., Carrieri, A., Rossi, R. (1989a). Caratteristiche ecologiche del popolamento ittico ripario della Sacca di Scardovari (Delta del Po) *Nova Thalassia*, 10: 399-405.
- Franzoi, R., Trisolini, R., Rossi, R. (1989b). Osservazioni sulla rimontata del pesce novello da semina nell'area meridionale del Delta del fiume Po (biennio 1985-1986). *Annali dell'Università di Ferrara*, N.S., Sez.: Biologia e Medicina, 1 (1): 1-20.
- Franzoi, P., Trisolini, R. (1991). Rimonta del novellame. *Laguna*, 2.
- Franzoi, P., Ceccherelli, V.U., Rossi, R. (1992). Differenze di abitudini alimentari tra novellame e specie ittiche residenti in una laguna del Delta del Po. *OEBALIA*, suppl. XVII: 181-186
- Franzoi, P., Maccagnani, R., Rossi, R., Ceccherelli, V.U. (1993). Life cycles and feeding habits of *Syngnathus taenionotus* and *S. abaster* in a brackish bay of the Po River Delta (Adriatic Sea). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 97: 71-81
- Franzoi, P., Franco, A., Torricelli, P. (2010). Fish assemblage diversity and dynamics in the Venice lagoon. *Rend. Fis. Acc. Lincei*, 21: 269-281.
- Franzoi, P., Scapin, L., Redolfi Bristol, S., Zucchetta, M. (2019). Implementation of the habitat fish bio-indicator in two water bodies of the venice lagoon: the role of seasonal and environmental variability in the assessment of ecological status of fish fauna. *Italian Journal Of Freshwater Ichthyology*, vol. 5, pp. 221- 227.
- Gandolfi, G., Ioannilli, E., Vitali, R. (1985). Caratteristiche biologiche delle comunità ittiche, studi sulle migrazioni ed aspetti quantitativi delle attività alieutiche nel Delta del Po. *Nova Thalassia*, 7: 281-309.
- Gandolfi, G., Zerunian, S., Torricelli, P., Marconato, A. (1991). I pesci delle acque interne italiane. Ministero dell'Ambiente e Unione Zoologica italiana. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma. pp. 450-472.
- Gragnaniello, S., Previati, L. (2003). Approccio gestionale dell'area costiera del Parco del Delta del Po Emiliano-Romagnolo. *Studi costieri*. Pisa, 7, 95-105.
- ISPRA – DAIS (2016). Messa a punto e validazione su scala nazionale del metodo di classificazione nazionale della fauna ittica negli ambienti di transizione nazionali. Relazione Finale della convenzione tra ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale) e DAIS (Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica)

nell'ambito delle attività di ricerca previste dal progetto ISPRA ECOSTAT. Prot. ISPRA: 2015/23650

- ISPRA, (2017). Manuale per la classificazione dell'Elemento di Qualità Biologica "Fauna Ittica" nelle lagune costiere italiane, applicazione dell'indice nazionale HFBI (Habitat Fish Bio Indicator) ai sensi del D. Lgs 152/2006.
- Kara, M.H., Quignard, J.P. (2019a). Fishes in lagoons and estuaries in the Mediterranean 2: Sedentary fish. ISTE Ltd, Wiley, pp. 418.
- Kjerfve, B., Schettini, C. A. F., Knoppers, B., Lessa, G. and Ferreira, H. O. (1996). Hydrology and salt balance in a large hypersaline coastal lagoon: Lagoa de Araruama, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences* 42, 701-725
- Kneib, RT. 2000. Salt marsh ecoscapes and production transfers by estuarine nekton in the southeastern U.S. In: Weinstein MP, Kreeger DA, editors. *Concepts and controversies in tidal marsh ecology*. Amsterdam: Kluwer Academic Publishers. p 267–91.
- Lanzoni, M., Castaldelli, G., Caramori, G., Turolla, E., Fano, A.E., Rossi, R. (2010). Popolamenti ittici del Delta del Po. *Biologia Ambientale*, 24 (1): 157-166.
- Lenanton, R. C. J., Potter, I. C. (1987). Contribution of estuaries to commercial fisheries in temperate Western Australia and the concept of estuarine dependence. *Estuaries* 10, 28–35.
- Maccagnani, R., Carneri, A., Franzoi, P., Rossi, R. (1985). Osservazioni sulla struttura di popolazione ed il ruolo trofico di tre specie di gobidi (*Knipowitschia panizzae*, *Pomatoschistus marmoratus*, *Pomatoschistus canestrinii*) in un ambiente del Delta del PO. *Nova Thalassia* 7 (suppl. 3): 373 - 378
- McClusky, DD, Elliott, M. (2004). *The estuarine ecosystem: ecology, threats, and management*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Mistri, M. (2010). Carta ittica provinciale delle aree lagunari e vallive (zona c). Greentime. 157 pp.
- Munari, C., Balasso, E., Rossi, R., & Mistri, M. (2010). La valutazione ecologica delle lagune del Delta del Po: prospettive e sfide per il futuro. *Biologia ambientale*, 24, 186-196.
- Pe´rez-Ruzafa, A, Marcos, C, Perez-Marcos, M, Perez-Ruzafa, IM (2013). Are coastal lagoons physically or biologically controlled ecosystems? Revisiting r vs. K strategies in coastal lagoons and estuaries. *Estuar Coast Shelf Sci* 132:17–33
- Pérez-Ruzafa, A., Mompeán, M.C., Marcos, C., (2007). Hydrographic, geomorphologic
- Potter, I.C. Tweedley, J.R., Elliott, M., Whitfield, A.K. (2015). The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. *Fish and Fisheries*, 16 (2): 230-239.

- Ranwell, D.S., (1974). The salt marsh to tidal woodland transition. *Hydrobiological Bulletin*, 8: 139-15.
- Ré, P., Meneses, I. (2009). Early stages of marine fishes occurring in the Iberian Peninsula. IPMAR/IMAR, 282 pp.
- Rossi, R. (1986). Occurrence, abundance and growth of fish fry in Scardovari Bay, a nursery ground of the Po River Delta (Italy). *Arch Oceanol Limnol* 20:259–280
- Rossi, R., Grandi, G., Trisolini, R., Franzoi, P., Carrieri, A., Dezfuli, B.S. Vecchiotti, E. (1991). Osservazioni della biologia e della pesca dello storione cobice *Acipenser naccarii* Bonapare nella parte terminale del fiume Po. *Atti della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale di Milano*, 132 (10): 121-142.
- Sanavino, G., Dall’Ara, B., Lionello, M. (2005). *Analisi Biologiche*, in *Carta Ittica Provinciale*, area lagunare valliva. Provincia di Rovigo, Assessorato alla Pesca. 131 pp.
- Scapin, L., Redolfi Bristol S., Cavarro F., Zucchetta M., Franzoi P. (2019). Fish fauna in the Venice lagoon: updating the species list and reviewing the functional classification. *Italian Journal of Freshwater Ichthyology* 5: 271–277.
- Soto-Galera, E., Díaz-Pardo, E., López-López, E., & Lyons, J. (1998). Fish as indicators of environmental quality in the Río Lerma Basin, México. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 1(3-4), 267-276.
- Telesh, I. V., V. V. Khlebovich (2010). Principal processes within the estuarine salinity gradient: a review. *Mar. Pollut. Bull.*, 61, 149–155. doi: 10.1016/j.marpolbul.2010.02.008
- Telesh, I., Schubert, H., Skarlato, S. (2013). Life in the salinity gradient: Discovering mechanisms behind a new biodiversity pattern *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 135 (2013) 317-327. www.elsevier.com/locate/ecss
- Tortonese, E. (1970). *Fauna d’Italia-Osteichthyes (Pesci ossei)*, Parte 1, Calderini, Bologna
- Tortonese, E. (1975). *Fauna d’Italia-Osteichthyes (Pesci ossei)*, Parte 2, Calderini, Bologna
- Verza, E., Cattozzo, L. (a cura di, 2015). *Atlante lagunare costiero del Delta del Po*. Regione del Veneto, Associazione Culturale Naturalistica Sagittaria, Consorzio di Bonifica Delta del Po. https://www.bonificadeltadelpo.it/wp-content/uploads/2016/10/atlante-lagune_ott.pdf
- Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.L., Hureau, J.C., Nielsen, J., Tortonese, E. (1984-1986). *Fishes of the Northeastern Atlantic and the Mediterranean*. Vol 1, 2, 3. Paris. Unesco
- Whitfield, A. K. (1996). Fishes and the environmental status of South African estuaries. *Fisheries Management and Ecology*, 3(1), 45-57.

- Whitfield, A.K., Elliot, M. (2002). Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: A review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology*, 61: 229-250.
- Zucchetta, M., Scapin, L., Cavraro, F., Pranovi, F., Franco, A., Franzoi, P. (2016). Can the Effects of Anthropogenic Pressures and Environmental Variability on Nekton Fauna Be Detected in Fishery Data? Insights from the Monitoring of the Artisanal Fishery Within the Venice Lagoon. *Estuaries and Coasts* 39, 1164–1182. <https://doi.org/10.1007/s12237-015-0064-y>
- Zucchetta, M., Scapin, L., Franco, A., & Franzoi, P. (2020). Uncertainty in developing fish based multi-metric indices. *Ecological Indicators*, 108, 105768.
- Zucchetta, M., Capoccioni, F., Franzoi, P., Ciccotti, E., Leone, C. (2021). Fish response to multiple anthropogenic stressors in mediterranean coastal lagoons: A comparative study of the role of different management strategies. *Water*, 13(2), 130.